

Ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano

**Estudios y experiencias
enfocados a su gestión**

Editores científicos:

Leda Menéndez Carrera

José Manuel Guzmán Menéndez



Editorial Academia

La Habana, 2006

COLECTIVO DE AUTORES

Instituto de Ecología y Sistemática

Leda Menéndez
José M. Guzmán
René P. Capote
Daysi Vilamajó
Elisa E. García
Nancy Ricardo
René T. Capote-Fuentes
Lázaro Rodríguez
Arellys Sotillo
Hakna Ferro
Ramona Oviedo
Patricia Rodríguez
Pedro Blanco
Luis Hernández
Elizabeth Y. Roig
Bárbara Sánchez
Bárbara Muñoz
Jorge A. Sánchez
Carlos A. Mancina
Rafael Borroto-Páez
Rayner Núñez
Armando V. González

Instituto de Oceanología

Pedro Alcolado
Sergio González-Ferrer
Mercedes Cano
Beatriz Martínez-Daranas

Instituto de Geografía Tropical

Miriam Labrada

Instituto de Investigaciones en Fruticultura Tropical

Miguel A. Vales

Centro de Información, Gestión y Educación Ambiental

Yamilka Caraballo

Centro de Antropología

Pedro P. Godo
Milton Pino

Centro de Estudios y Servicios Ambientales, Villa Clara

Leticia Mas
Mariela Romero
Luis Pichardo
José Ocampo

Centro de Investigación de Ecosistemas Ambientales. BIOECO

Joel Reyes.
Centro de Investigaciones de Ecosistemas
Costeras
Raúl Gómez
Marianela Torres

Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales (ECOVIDA)

Freddy Delgado
Jorge Ferro

Facultad de Biología, Universidad de La Habana

Dennis Denis

Facultad de Economía, Universidad de La Habana

Juan Llanes

Museo Municipal Habana del Este, Ciudad de La Habana

Alina López
Mario J. González

Cuerpo Nacional de Guardabosque

Gretel Garcell

Instituto Nacional de Ecología SEMARNA, México

Ángel Priego Santander

ÍNDICE

Manglares del Archipiélago Cubano: aspectos generales/ 15

Leda Menéndez, José M. Guzmán y Ángel Priego

Sociedades aborígenes de Cuba: sistemas de asentamiento y economía del manglar/ 26

Pedro P. Godo y Milton Pino

Manglares del Archipiélago Cubano: estado de conservación actual/ 35

Lázaro Rodríguez, Leda Menéndez, José M. Guzmán, Armando V. González y Raúl Gómez

Flora asociada a manglares y sus ecotonos/ 44

Ramona Oviedo, Leda Menéndez y José Manuel Guzmán

Estructura de los bosques de mangle/ 58

Leda Menéndez, José Manuel Guzmán, René Tomás Capote-Fuentes, Raúl Gómez y Arelys Sotillo

Patrones fenológicos de las principales especies arbóreas de los manglares cubanos/ 71

Leda Menéndez, José Manuel Guzmán y Daysi Vilamajó

Manglares cubanos: Biomasa de hojarasca/ 79

Leda Menéndez, José Manuel Guzmán y René T Capote-Fuentes

Producción primaria de *Rhizophora mangle* en cayo Coco/ 93

Raúl Gómez y Marianela Torres

Biomasa de raíces en los manglares de Majana/ 98

Luis Hernández

Regeneración de la vegetación como parte de la resiliencia del manglar/ 111

René T. Capote-Fuentes, Leda Menéndez, Gretel Garcell, Dunay Macías y Elizabeth Y. Roig

Aspectos de la ecoanatomía y ecomorfología foliar de los manglares cubanos/ 126

Daysi Vilamajó y Miguel A. Vales

Efectos de la variación seminal y la salinidad sobre la germinación de *Conocarpus erectus* L./ 134

Bárbara C. Muñoz y Jorge A. Sánchez

Importancia de los manglares cubanos para la ornitofauna/ 142

Pedro Blanco y Bárbara Sánchez

Reproducción de las aves acuáticas coloniales en los manglares/ 153

Dennis Denis Ávila y Patricia Rodríguez

Importancia del mangle rojo (*Rizophora mangle*) para la conservación de las jutías (Rodentia: Capromyidae)/ 170

Rafael Borroto-Páez y Carlos A. Mancina

Aspectos de la relación planta-animal en los manglares/ 178

Leda Menéndez, José M. Guzmán y Rayner Núñez

Comunidades de esponjas asociadas a manglares/ 183

Pedro M. Alcolado

Macroalgas y fanerógamas marinas asociadas a los manglares/ 191

Beatriz Martínez-Daranas

Manglares, pastos marinos y arrecifes coralinos/ 199

Sergio González-Ferrer, Beatriz Martínez-Daranas y Mercedes Cano

Vegetación de manglar en la franja costera del sur de La Habana. Principales afectaciones debido a la construcción de un dique/ 208

Leda Menéndez, José M. Guzmán y Nancy Ricardo

Manglares en el humedal Ciénaga de Zapata/ 217

Ramona Oviedo y Miriam Labrada

Nuevas variantes estructurales en la vegetación de los manglares de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes/ 228

Freddy Delgado y Jorge Ferro

Manglares de Ciudad de La Habana/ 232

José Manuel Guzmán, Leda Menéndez y René Tomás Capote-Fuentes

Manglar interior en Caibarién/ 240

Leticia Mas, Mariela Romero, Luis Pichardo, José Ocampo

Manglares del Archipiélago Los Canarreos/ 246

Elisa Eva García

Manglares del Archipiélago Jardines de la Reina/ 255

Raúl Gómez y Leda Menéndez

Principales fitocenosis de manglares en el humedal del delta del río Cauto/ 261

Joel Reyes

Caracterización de los manglares de Moa/ 269

José Manuel Guzmán y Leda Menéndez

Salud del ecosistema de manglar en el Archipiélago Sabana-Camagüey. Patrones y tendencias a escala de paisaje/ 274

Leda Menéndez, José M. Guzmán, René T. Capote-Fuentes, Armando V. González, Lázaro Rodríguez y Raúl Gómez

Funciones de los manglares en la Ensenada de Sibarimar y su valoración económica para el sector Laguna del Cobre-Itabo, Ciudad de La Habana/ 282

Hakna Ferro, René T. Capote-Fuentes, Juan Llanes, Armando V. González, Mario J. González y Alina López

Mortalidad masiva de manglares: un caso en el norte de Cuba/ 295

Pedro M. Alcolado y Leda Menéndez

Huracanes y bosques de manglar / 300

José M. Guzmán y Leda Menéndez

Tutela jurídica del ecosistema de manglar/ 304

Yamilka Caraballo

Ecosistemas de manglares y cambios globales/ 315

René P. Capote y Leda Menéndez

Bases ecológicas para la restauración del ecosistema de manglar/ 322

Leda Menéndez, José M. Guzmán, René T. Capote-Fuentes

Manglares del Archipiélago Cubano: aspectos generales

Leda Menéndez, José M. Guzmán y Ángel Priego

Introducción

Los manglares conforman extensas áreas de bosques costeros localizados en las zonas tropicales y subtropicales del planeta, estos ecosistemas se desarrollan principalmente donde existen deltas importantes que desembocan en el mar, produciéndose 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, acumulación de fango en la ribera de ríos y en la faja costera, lluvias elevadas, temperaturas altas y poco variables (mayores de 25 °C), así como una considerable humedad ambiental.

A nivel mundial los bosques de manglares están formados por numerosas especies vegetales, según Chapman (1976), conformados por más de 50 especies pertenecientes a 12 familias botánicas; para Mepham y Mepham (1985), existen cerca de 100 especies botánicas de mangle en el sureste asiático; Sánchez-Páez et al. (2000), señalaron que se conocen más de 69 especies catalogadas como manglares, de ellas 3 son helechos, una palma y 65 entre árboles y arbustos, agrupados en 24 géneros y 19 familias botánicas. Sin embargo, para los manglares de las Américas sólo se reportan 11 especies de plantas, de las cuales, cuatro pertenecen al género *Rhizophora*, y cuatro al de las *Avicennia*, una a cada uno de los géneros *Laguncularia*, *Pelliciera* y *Conocarpus* (Lacerda et al. (1993).

Las especies vegetales que conforman los manglares poseen características y especializaciones morfológicas y funcionales que le dan un carácter colonizador a la vez que le permiten desarrollarse en condiciones extremas como lo son un medio acuático y salino así como suelos fangosos e inestables. Estas características son órganos especiales de respiración y sostén, metabolismo adaptado a altas concentraciones de sal, viviparidad y largo poder germinativo. (Menéndez et al., 2000; Sánchez-Páez et al., 2000).

A diferencia de los bosques pluviales tropicales donde existen ciclos de elementos muy cerrados y la pérdida o exportaciones se reducen al mínimo, los bosques de manglares constituyen un sistema abierto que importa y exporta materiales; precisamente la alta productividad y la alta tasa de exportación son los aspectos que le confieren al manglar tanta importancia en la ecología de las zonas costeras (Cintron et al., 1980). Los manglares constituyen ecosistemas altamente especializados que mueren bruscamente cuando uno de los parámetros de su entorno se modifica, es por eso que en las costas tropicales son los primeros en detectar las variaciones del régimen hídrico, por pequeñas que éstas sean (Blasco, 1991).

A través de ríos, el manglar se enlaza con los sistemas terrestres. Los ríos le traen nutrientes que son utilizados por el manglar y más tarde exportados en forma de hojarasca convertida en detrito. La alteración de los flujos naturales de nutrientes hacia el manglar trae graves alteraciones en la estructura y productividad de este ecosistema (UNESCO, 1979). La renovación de las aguas constituye un factor importante en la determinación directa o indirecta de las características más notables de este ecosistema. mediante el proceso de renovación de las aguas se produce el movimiento de las sustancias nutritivas por el manglar, la evacuación de sustancias tóxicas y la entrada y salida de sustancias hacia o desde el sistema (Lugo *et al.*, 1980).

Las fuentes de agua que intervienen en este proceso son: el mar y el escurrimiento de las aguas provenientes de tierra adentro, el sumidero lo constituye el propio mar que mediante su gran poder de asimilación funciona como el pulmón del manglar. El proceso de renovación se realiza a expensas de la energía que aporta el mar a través de las olas, corrientes, mareas, y por el escurrimiento de las aguas dulces que provienen de las cuencas interiores. A través del escurrimiento el manglar recibe un notable subsidio energético de las tierras vecinas. La energía que aporta el escurrimiento actúa como un agente modificador de la fisionomía del sistema y puede determinar su grado de complejidad y actuar sobre el proceso de renovación. Al considerar las características del escurrimiento en los manglares, éstos podrían separarse en tres grupos:

1. Los que reciben la influencia del escurrimiento de forma significativa y permanente. En este grupo se observan los manglares más exuberantes del mundo, debido al ininterrumpido y notable subsidio energético que reciben del escurrimiento terrestre.
2. Los que reciben la influencia del escurrimiento de forma irregular, en algunas épocas del año. En este caso se encuentran las islas de mangle y manglares que bordean islas que eventualmente son alcanzadas por el escurrimiento terrestre o que poseen una pequeña cuenca hidrológica, así como los situados en la interfase tierra-mar cuyas condiciones naturales así lo determinan.
3. Los que reciben la influencia del escurrimiento muy escasa o no lo reciben. En este grupo se encuentran las islas de mangle, los manglares que bordean islas con cuencas hidrológicas insignificantes y los situados en costas áridas o en zonas cuyas condiciones naturales determinan un pobre escurrimiento.

Generalmente, se identifica por manglar a la vegetación boscosa que constituye parte de estos sistemas ecológicos. Las especies arbóreas que conforman los bosques de mangles poseen características muy especializadas de adaptación al ambiente donde se desarrollan por ser órganos especiales de respiración y sostén, metabolismo adaptado a altas concentraciones de sal, viviparidad y largo poder germinativo; estas adaptaciones tanto fisiológicas como morfológicas le permiten vivir en condiciones extremas como lo es un medio acuático y salino. El centro de evolución de las especies vegetales que conforman la vegetación de manglar se localiza en la región indo asiática (Chapman, 1976; Mepham y Mepham, 1985).

Las superficies ocupadas por manglares son consideradas áreas de elevada fragilidad geocológica y constituyen sistemas de transición entre el medio terrestre y marino lo que le confiere una importante función ecológica. De manera general, se pueden considerar desde el punto de vista funcional como paisajes colectores porque reciben todo el aporte de las cuencas tierra adentro y los del medio marino, por ello en las áreas donde se desarrollan, se encuentran con alta frecuencia mezclas de sedimentos marinos, biógenos, fluviales, lacustres y terrígenos, arrastrados por el escurrimiento superficial. Se caracterizan por presentar condiciones extremas en los componentes abióticos de los paisajes, por ello las actividades socioeconómicas

desarrolladas en zonas circundantes pueden tener en mayor o menor grado influencias negativas en el desarrollo, evolución y conservación de nuestros manglares (Menéndez *et al.*, 2002).

Yáñez-Arencibia y Lara-Domínguez (1999), plantean como una de las soluciones a la actual encrucijada en que se encuentran los manglares de Latinoamérica, conocer la estructura y funcionamiento del ecosistema, su vulnerabilidad así como su capacidad de carga y respuesta a cambios globales; en este sentido nuestro trabajo tiene como objetivo recopilar y enriquecer la información que acerca de este ecosistema se ha obtenido durante varios años de trabajo de campo, muestreos y observaciones en diferentes sitios del archipiélago cubano, como conocimiento básico que permita gestionarlos adecuadamente. Además, se recogen las principales características del ecosistema de manglar en Cuba asociadas a su desarrollo.

Ecosistema de manglar en Cuba

En Cuba, dada su condición de insularidad, el ecosistema de manglar tiene una gran trascendencia económica, ecológica y estratégica, ocupando aproximadamente 5 % de la superficie del país (Menéndez y Priego, 1994). El Archipiélago Cubano, con una extensión de 110 922 km², está formado por la Isla de Cuba, 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 manglares cubanos ocupan de manera general las costas biogénicas, acumulativas, cenagosas y con esteros, donde el efecto de mareas y escurrimientos de agua dulce determinan su presencia; y constituyen una reserva forestal muy valiosa, también representa 26 % de la superficie boscosa del país y conformando extensas masas boscosas (Menéndez y Priego, 1994); al ubicarse, por su extensión, en el noveno lugar en el mundo, están entre los de mayor representación en el continente americano y el primer lugar entre los países del Caribe (Suman, 1994). Los bosques de mangles constituyen una parte importante de los humedales costeros (Menéndez *et al.*, 2004), con importantes funciones ecológicas dada la configuración larga y estrecha de la isla de Cuba y la gran representatividad de las formaciones cársicas, así como el resto del Archipiélago Cubano.

El papel protector que tienen los manglares en Cuba es de vital importancia para la economía nacional (Menéndez y Priego, 1994). El ecosistema de manglar presta múltiples servicios ambientales lo que se magnifica en territorios insulares como el Archipiélago Cubano (Muñoz, 1994, Menéndez *et al.*, 2003). Entre las principales funciones y servicios ambientales se pueden citar los siguientes:

1. Constituyen una franja de bosque protectora de las costas con función ecológica, económica y estratégica
2. Mantiene el equilibrio en la zona costera al impedir el avance de la intrusión salina.
3. Contención de la erosión costera.
4. Reducción del riesgo de daños que puedan causar a la población, infraestructura productiva y cultivos agrícolas, eventos naturales como marejadas, tormentas tropicales y huracanes.
5. Conservación de biodiversidad, a través de servir de hábitat permanente o temporal para especies importantes, ya sea por ser endémicas, raras, amenazadas o en peligro de extinción.
6. Mantenimiento de pesquerías locales, para a través de proteger el hábitat de especies comerciales capturadas *in-situ*.
7. Mantenimiento de las pesquerías costeras o de altura, a través de servir de refugio a especies comerciales durante sus etapas juveniles.

8. Fuente de recursos no pesqueros, como madera para la construcción, carbón, leña, tanino y productos no maderables.
9. Captura y almacenamiento de carbono atmosférico con efectos globales.
10. Constituyen sitios de valores escénicos con importancia para el turismo.

La distribución del ecosistema de manglar cubano está condicionada en gran medida por la geomorfología, las características de la red hidrográfica de los territorios y por los regímenes climáticos.

Las condiciones hídricas constituyen un aspecto de gran relevancia para los manglares. Cuba no posee ríos caudalosos que favorezcan un gran desarrollo estructural de estos bosques, los ríos son pequeños y de escaso caudal, dada las características de la isla de Cuba, larga, estrecha y con abundancia de procesos cárnicos. A esto se une la estacionalidad de las precipitaciones reportadas para nuestro país, lo que condiciona un período seco y otro lluvioso, y por tanto, diferencias en los valores de salinidad y aporte de agua de lluvia, para un mismo sitio en diferentes períodos, con repercusión en la estructura y funcionamiento del manglar.

Los manglares 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. Se observa una desigual distribución entre las cuencas de la vertiente norte y las de la vertiente sur, con una distribución apreciable en cuanto a las áreas de manglar y a la vez las mayores extensiones al sur del parte aguas central de la isla, resulta representativa la cuenca del río Negro o Hatiguanico que influye en la existencia de una de las áreas de manglar y ciénagas más significativas de Cuba y el Caribe insular (Menéndez et al., 2004).

Los manglares cubanos se desarrollan en condiciones climáticas tropicales húmedas con una marcada estacionalidad en el grado de humedecimiento; es posible, sin embargo, poder diferenciar al menos tres regiones (tabla 1). En la región occidental y hasta la costa sur de la región central se presentan las mejores condiciones hidroclimáticas para el establecimiento de los manglares, éstas van decreciendo hacia la costa sur de la región oriental, con un evidente estrés hídrico, por lo que es la menos apta para el desarrollo de los manglares (Menéndez y Priego, 1994).

En las cuencas del norte se aprecia un limitado desarrollo del ecosistema de manglar, caracterizado por una aparición más frecuente, pero cuya extensión no alcanza las dimensiones de los de la cuenca sur. La característica más importante que diferencia este ecosistema en ambas cuencas es el grado de fragmentación de la cuenca norte, provocado, en primer lugar, por un factor natural como es la génesis y evolución del relieve, y segundo por el nivel de asimilación socioeconómica a que han estado sometidos estos territorios.

Paisajes donde se desarrollan

El factor geólogo-geomorfológico y el régimen hidrodinámico son los principales diferenciadores de los paisajes en las zonas costeras de los territorios insulares, en la isla grande influyen otros factores relacionados con las variaciones climáticas. Los manglares están asociados a superficies con poca pendiente, en general llanuras, que por su génesis se caracterizan por la acumulación de sedimentos por los procesos marinos, su rasgo más peculiar lo constituye la salinización y el excesivo humedecimiento o condiciones hídricas extremas. La situación particular que le confiere estar en los límites del medio marino y terrestre, condiciona una elevada fragilidad y sensibilidad ecológica.

Estas particularidades originan diferencias sustanciales en los suelos que sustentan los manglares cubanos. De esta forma y de acuerdo con la clasificación de los suelos de las ciénagas cubanas (Ortega, 1980), se encuentra perfiles de turba fibrosa y turba alterada. En el sur de Pinar del Río es común la turba sin interrupción en el perfil hasta los 150 o 200 cm de profundidad, las que generalmente se han desarrollado a partir de antiguos herbazales de ciénaga y bosques de mangles.

El grado de descomposición de la turba depende estrechamente del tiempo en que el material ha permanecido en condiciones de anaerobiosis, sin embargo, se ha notado que la turba derivada de los manglares se altera con mayor frecuencia que la que proviene de otros ecosistemas. En el sur de La Habana y Matanzas, donde el manglar limita con llanuras cársicas, es corriente encontrar turbas, alternando con horizontes de marga. Donde la acumulación de carbonatos es muy intensa se desarrollan perfiles geoquímicos completos de marga con distintos grados de salinización.

Los manglares también se sustentan sobre suelos carbonatados y suelos aluviales estratificados y bien diferenciados. A todos estos sustratos les son comunes diversos grados de salinización y gleyzación; no así el contenido de humus y materia orgánica que varían en dependencia de la productividad del ecosistema, su situación con respecto a las aguas de escorrentía, etcétera. Las áreas de mayor distribución de los manglares de nuestro país se localizan fundamentalmente en los siguientes tramos: del Cabo de San Antonio a Bahía Honda y de la Península de Hicacos a Nuevitas, en la costa norte; de Cabo Cruz a Casilda y de Bahía de Cochinos a Cayo Francés por el sur, donde las condiciones ecológicas son más favorables (Menéndez y Priego, 1994). Es de destacar que los cayos e isletas que rodean a la Isla de Cuba, están conformados fundamentalmente por manglares, así como en los regímenes estuarinos, formando parte de la vegetación de los ríos, estuarios, bahías y ensenadas. (Fig. 1)

Ecosistemas asociados a los manglares en Cuba

Los manglares son ecosistemas abiertos, con un constante flujo de materia y energía, que de alguna manera brindan, beneficios a los ecosistemas adyacentes. En la zona marina se relacionan fuertemente con los pastos marinos y arrecifes coralinos, ecosistemas de importancia global junto con los manglares. En la zona costera terrestre están en interrelación con los bosques y herbazales de ciénaga, conformando la franja de humedales costeros (ciénagas y pantanos), y con las dunas de arenas que se establecen delante de las lagunas costeras salobres bordeadas de mangles, que contribuyen al establecimiento de otras comunidades de importancia ecológica y económica con el aporte de materia orgánica en una compleja red de alimentos, que por vía detrítica, sustenta en alto porcentaje la vida de los organismos del mar y los estuarios.

Los manglares también están muy relacionados con las cuencas hidrográficas, a través de las cuales les llegan nutrientes y energía, y con las bahías, que protegen y propician el establecimiento de amplias zonas con bosques de mangles, como son las bahías de Mariel, Nuevitas, Nipe, Cienfuegos, Cárdenas, entre otras. Un aspecto de importancia es la existencia de numerosos asentamientos humanos en la zona costera cubana relacionados con las áreas de manglares, algunas de las cuales datan desde la época de la colonización española, otras tienen una fuerte tradición pesquera.

Características de los bosques

La vegetación de manglar, en correspondencia con la gran diversidad de condiciones ecológicas existentes en las costas, presenta diversas variantes fisonómicas, conformando bosques altos

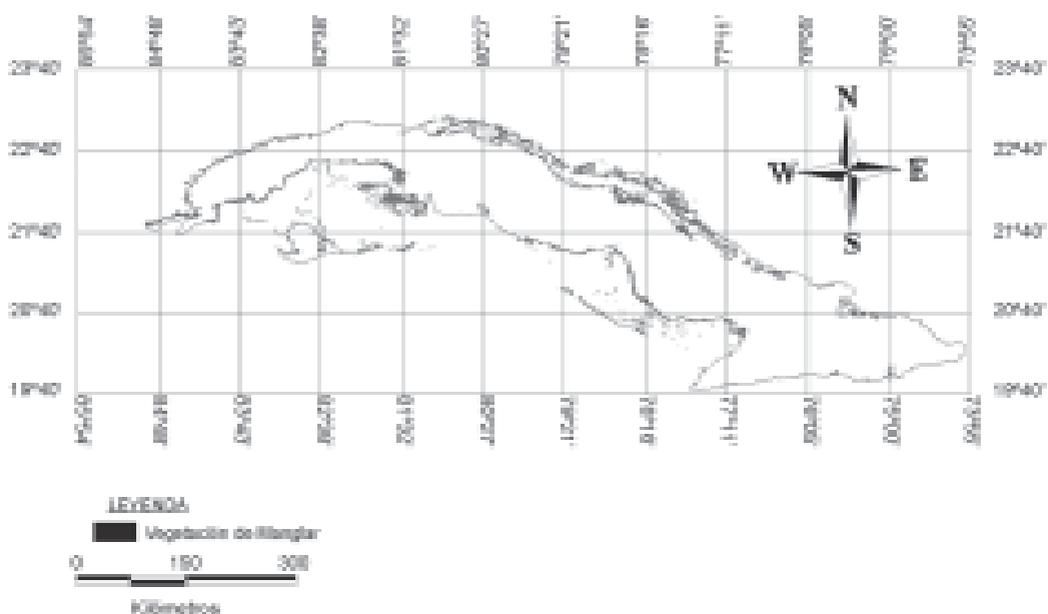


Fig. 1. Mapa de ubicación del ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano.

cuando alcanzan más de 15 m de altura en sitios donde la abundancia de nutrientes y los escurrimientos de agua dulce permiten su implantación, hasta los manglares achaparrados, enanos o de pequeña talla que no sobrepasan los 2 m de altura, situados en sitios altamente tensionados, tanto por la pobreza de los suelos como por los altos valores de salinidad, los que pudieran ser considerados como matorrales (Menéndez *et al.*, 1987; Vilamajó y Menéndez, 1987; Menéndez y Priego, 1994, Menéndez *et al.*, 1998).

Las especies vegetales arbóreas que conforman los bosques de manglares son fundamentalmente cuatro: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle prieto), *Laguncularia racemosa* (patabán) y *Conocarpus erectus* (yana), catalogada esta última especie como pseudo mangle o especie periferal. Se ha considerado que la yana presenta una variedad, *Conocarpus erectus* var. *seríceus*; que parece estar circunscripta a las islas septentrionales del Caribe (Bacon, 1993), en diferentes sitios del archipiélago cubano, se han observado individuo de *C. erectus* con hojas de color grisáceo, además, también se ha comprobado la existencia de ambas formas en un mismo individuo, unas ramas poseen hojas lampiñas o glabrescentes de color verde y otras ramas con hojas seríceas de color grisáceo; por lo que la existencia de la variedad es dudosa.

Se han identificado otras especies vegetales asociadas al manglar, las que están documentadas en Oviedo *et al.* (cap. 4), Se destacan la especie *Batis marítima* por su presencia en los sitios de mayor salinidad, generalmente acompañando los bosques de *A. germinans* o *C. erectus*. Es posible encontrar especies epifitas junto a los manglares, sobre todo orquidáceas de los géneros *Encyplea*, *Tulumnea* y *Vanilla*, y bromeliáceas del género *Tillandsia*.

Los bosques de manglares pueden ser monodominantes y/o mixtos, estableciéndose una gran variedad de comunidades o tipos ecológicos. *R. mangle* ocupa, por lo general, la primera línea de la costa formando una franja prácticamente mono específica, también se localiza en los bordes de los canales y lagunas costeras. En dependencia de las condiciones ecológicas e hidrológicas en Cuba, pueden desarrollarse bosques considerados como altos que sobrepasan

los 15 m de altura, y achaparrados o enanos cuando la salinidad aumenta y los nutrientes son deficitarios. 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.

En cayos de los archipiélagos Sabana-Camagüey y Los Colorados se pueden encontrar comunidades de *R. mangle* achaparrado, con individuos de más o menos dispersos, con alturas entre 2 a 3 m y copas muy ralas, detrás de la primera franja de bosques más altos, generalmente de *R. mangle* o mixto, asociadas a lagunas de agua someras, las que alcanzan elevadas temperaturas, con fuerte evaporación altos valores de salinidad; también en la franja costera al sur de la provincia de La Habana, en la zona conocida como Cayamas, se han encontrado áreas extensas de manglar bajo con altura entre 2 a 3 m y dominancia de *R. mangle*, con individuos dispersos de *C. erectus*. En otros sitios este tipo de manglar se establece detrás de la primera franja de bosques más altos, generalmente de *R. mangle* o mixto, asociadas a lagunas de agua someras, las que alcanzan elevadas temperaturas, con fuerte evaporación altos valores de salinidad; en estos casos la vegetación es abierta. Es frecuente que sobre un sustrato de marga, pobre en nutrientes se localice una vegetación de muy pequeña talla, con individuos dispersos que no alcanzan los 50 cm de altura, con copas muy ralas, como en algunos sitios al este del pedraplén a cayo Santa María, o en la zona de Los Anegadizos, al sureste de cayo Romano, en ambos casos la especie dominante es *R. mangle*. También es posible encontrar manglares de *A. germinans* achaparrados, o mixtos, relacionados con elevados valores de salinidad, condiciones hídricas tensionadas y escasos nutrientes, relacionados, además por el tipo de sustrato.

En las llanuras cársicas situadas al sur de algunos cayos del archipiélago Sabana-Camagüey como Sabinal, Guajaba, Romano, Coco y Guillermo, se desarrolla una comunidad mono dominante de *R. mangle*, los individuos arbóreos se establecen en los agujeros presentes en el pavimento cársico, y sus raíces zancudas buscan otras oquedades en el carso para penetrar. Posiblemente en el fondo de estos agujeros se encuentra turba acumulada y esté influenciado por las mareas. Por otra parte *R. mangle* se asocia a las otras especies arbóreas de manglar para conformar manglares mixtos los que pueden ser altos, medios y achaparrados según las condiciones sean más favorables o adversas.

Se localizan *A. germinans* y *L. racemosa*, detrás de esta primera franja de *R. mangle*, a veces conformando bosques mixtos, y en otras ocasiones distribuyéndose por franjas; generalmente la de *A. germinans* se localiza detrás de la de *R. mangle*. Es posible localizar áreas con bosque mono dominantes de *L. racemosa*, denominados patabanales detrás del bosque de mangle mixto o en sitios donde el efecto de marea y la inundación son menores, como en la zona de Itabo, asociados a la laguna Cobre-Itabo, en playas del Este, Ciudad de La Habana.

En general *C. erectus* ocupa la última faja del manglar y en muchas ocasiones está asociado con parches de vegetación halófito baja en aquellos sitios salinos; se localizan bosque monodominantes de esta especie, conocido como yanales en extensas zonas situadas en el borde de la franja de mangle y con mínima inundación. Se destacan las extensas áreas con bosques de *C. erectus* en los cayos del archipiélago Sabana-Camagüey, desarrollados fundamentalmente sobre pavimento cársico, así como las bandas que se localizan en los cayos Coco y Sabinal donde estos bosques se establecen en los paleo canales de marea (ACC-ICGC, 1989).

Aunque las especies arbóreas que conforman los bosques de mangles cubanos se desarrollan favorable o preferencialmente según el esquema discutido, no se evidencia de forma sistemática una zonación como planteó Davies (1940) para los manglares de la Florida; es posible encontrar una franja de bosque de *A. germinans* en la primera línea de costa, y bosque de *R. mangle*

hacia el interior de la franja costera donde las condiciones hídricas lo permiten, como en la zona de laguna La Redonda en la costa norte de Ciego de Ávila. Los autores han observado árboles de *C. erectus* en contacto directo con el mar, lo que pone de manifiesto la inmensa variabilidad de condiciones eco paisajísticas que permiten múltiples variantes florísticas y fisonómicas de los bosques de mangles en nuestro archipiélago.

Consideraciones generales

Los manglares cubanos, con aproximadamente 5 % del territorio nacional y 26 % de la cobertura boscosa, brindan servicios ambientales de importancia vital con repercusión ecológica, económica y estratégica. Estos ecosistemas se desarrollan en condiciones ecológicas variadas que posibilitan la existencia de variantes florísticas y fisonómicas con bosques tanto mixtos como mono específicos, los que pueden alcanzar diferentes alturas, hasta tomar apariencia de matorrales, denominados por diversos autores como manglares achaparrados o enanos.

Las áreas de mayor abundancia de los bosques de mangles en Cuba se localizan en los tramos de Cabo de San Antonio a Bahía Honda y de Península de Hicacos a bahía de Nuevitás, en la costa norte, y de Cabo cruz a Casilda y de bahía de Cochinos a Cayo Francés, en la costa sur.

El desarrollo de los manglares cubanos está influido por la condición de insularidad de Cuba y la posición que ocupan entre el medio terrestre y marino, lo que les confieren un alto grado de fragilidad ecológica. Los factores determinantes de diferenciación de los paisajes en las áreas de los manglares son la geomorfología, el régimen hidrodinámico y la acumulación geoquímica, los cuales permiten la existencia de variados tipos de paisajes con un amplio rango geocológico. Esta variabilidad de los manglares cubanos, con diferentes respuestas a los factores tensionantes, evidencia la necesidad de considerar estas características, para la implementación de un manejo diferenciado que garantice su protección y uso sostenible.

El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano está muy relacionado con otros ecosistemas como los pastos marinos, los arrecifes coralinos, los herbazales y bosques de ciénaga, con las dunas de arenas que se establecen delante de las lagunas costeras salobres bordeadas de mangles y con las cuencas hidrográficas.

El establecimiento de los asentamientos humanos desde la época precolombina ha estado relacionado con las áreas costeras, fundamentalmente zonas de manglares que proporcionan alimentos a facilidades para su obtención. El desarrollo de la actividad pesquera tiene una fuerte dependencia la extensión y salud de estos ecosistemas, lo que ha determinado en gran medida la existencia, desde hace muchos años, de los principales asentamientos pesqueros en las cercanías de las áreas con bosques de manglares

En el Archipiélago Cubano a pesar de la asimilación socioeconómica que durante siglos ha tenido las zonas costeras asociadas a los manglares, aún se conservan extensas áreas de manglares que garantizan importantes funciones ecológicas y servicios ambientales. En el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (CNAP, 2002), dentro de los humedales, los manglares y pastos marinos, poseen la mayor representatividad en áreas protegidas de categorías más estrictas.

La importancia de estos ecosistema de manglar para nuestro archipiélago requiere de un adecuado conocimiento de sus requerimientos ecológicos generales, las respuestas a los factores que lo tensionan, así como sus particularidades en los diferentes territorios, son aspectos fundamentales para implementar en el país un programa integral con una óptima utilización de este recurso, que garantice su preservación.

Abstract. In this capitulate give the main characteristics of the mangrove ecosystem in the Cuban Archipelago, their extension and location with cartographic exit, the main of landscapes and soils associated, environmental services that mangrove offer, and ecosystems that is associates. The main types of forests of mangroves those are described. Its present a great variability physiognomy and floristic related with the diversity of ecological conditions existent in the Cuban coasts.

Referencias

- ACC-ICGC (1989): *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*. Gráficas Alber, España.
- Bacon, P. R. (1993): Los manglares de las Antillas menores, Jamaica y Trinidad y Tobago. En: *Conservación y Aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las Regiones de América Latina y África*, Proyecto ITTO/ISME PD114/90 (F) Parte 1-América Latina, Sociedad Internacional para los Ecosistemas de Manglar, ISME, pp. 145-198.
- Blasco, F. (1991): Los Manglares. *Mundo Científico*, 144 (11): 616-625.
- Chapman, V. J. (1976): *Mangroves vegetation*, J. Cramer ed., Nueva Zelanda, 477 pp.
- Cintron, G. C. & Y. Schaeffer-Novelli (1983): Mangrove Forests: Ecology and response to natural and man induced stressors: 87-113. En *Coral reefs, seagrass beds and mangroves: Their interaction in the coastal zones of the Caribbean* (J. Ogden y E. Gladfelter, eds.), UNESCO, Rep. Mar. Sci., 23: 87-113.
- CNAP (2002): *Sistema Nacional de Áreas Protegidas*, CUBA, Plan 2003-2008, CNAP, CITMA, GEF, PNUD, 222 pp.
- Davis, J. H. (1940): The Ecology and Geologic Role of Mangroves in Florida. Papers from Tortugas Laboratory, vol. XXXII, 412 pp.
- Lacerda, L. D. et al. (1993): *Ecosistemas de manglar de América Latina y el Caribe: Sinopsis*. En *Conservación y Aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las Regiones de América Latina y África*, Proyecto ITTO/ISME PD114/90 (F) Parte 1-América Latina, Sociedad Internacional para los Ecosistemas de Manglar, ISME, pp. 1-38.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra (1985): «Litterfall of *Avicennia germinans* in a one year cycle in a Mudflat at the Laguna de Mecoacan», *Biotrópica*, Tabasco, 17(3):186-190.
- Lugo, A. E.; G. Cintron y C. Goenaga (1980): El Ecosistema de Manglar bajo Tensión. En *Memorias del Seminario sobre Estudio Científico e Impacto Humano en Ecosistemas de Manglar*, UNESCO, pp. 261-285.
- Menéndez, L. et al. (2000): «Informe de proyecto de investigación. Bases ecológicas para la restauración de manglares en áreas seleccionadas del archipiélago cubano y su relación con los cambios globales» [inédito], Informe final de proyecto, Programa Nacional de Cambios Globales y Evolución del Medio Ambiente Cubano, IES, CITMA, 153 pp.
- (2002): Mangrove ecosystems in Cuba. Study cases of the Sabana-Camagüey archipiélago. En *Hacia el Desarrollo Sostenible de las Islas del Caribe Cayo Coco*, Cuba, 25-29 de noviembre.
- (2003): Situación ambiental de los Manglares del Archipiélago cubano. Casos de estudios: Archipiélago Sabana-Camagüey, franja sur de la Habana y Costa Norte de Ciudad Habana. En *Memorias IV Convención Internacional sobre medio ambiente y desarrollo*, CD-ROM, La Habana, pp. 435-451.
- Menéndez, L.; D. Vilamajó y P. Herrera (1987): Flora y vegetación de la cayería norte de Matanzas, Cuba. *Acta Botánica Cubana*, 39:1-20.
- Menéndez, L y A. Priego (1994): Los manglares de Cuba: Ecología. En *El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación* (D. Suman, ed.), Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science & The Tinker Foundation, pp. 64-75.
- Menéndez, L.; D. Vilamajó y R. Capote (1998): The health of some forest ecosystems of Cuba. En: *Ecosystems Health* (D. Rapport, R. Constanza, P. R. Epstein, C. Caudet y R. Levins, eds.), Blackwell Science, pp 324-342.
- Menéndez, L.; A. V. González; J. M. Guzmán; L. F. Rodríguez; R. P. Capote et al. (2000): «Bases ecológicas para la restauración de manglares en áreas seleccionadas del archipiélago cubano y su relación con los cambios globales» [inédito], *Informe final de proyecto*, Programa Nacional de Cambios Globales y Evolución del Medio Ambiente Cubano, IES, CITMA, 153 pp.
- Menéndez, L.; J. M. Guzmán y R. T. Capote (2004): Los manglares del Archipiélago Cubano: Aspectos de su Funcionamiento. En *Los Humedales de Iberoamérica* (J. J. Neiff, ed.), pp. 237-251.
- Mepham, R. H. y J. S. Mepham (1985): The flora of tidal forests—a rationalization of the use of the term «mangroves», *S. Afr. J. Bot.*, 51: 77-99.
- Oviedo, R.; L. Menéndez y J. M. Guzmán (2006): Flora asociada a los manglares y sus ecotonos. En *Ecosistema de Manglar en el archipiélago cubano* (L. Menéndez y J. M. Guzmán, eds.), UNESCO, Ciudad de La Habana.
- Pérez-Piñeiro, A. (1988): «La Apicultura en las Zonas de Manglar y en el Área del Proyecto PCT/CUB/8851» [inédito], Informe de Campo «Manejo Integral del Ecosistema de Manglar», La Habana, 6 pp.

- Pool, D. J.; A. E. Lugo y S. C. Snedaker (1975): «Litter production in mangrove forest of Southern Florida and Puerto Rico. En *Proceedings of International Symposium on Biology and Management of Mangroves* (G. E. Walsh; S. C. Snedaker y H. J. Teas, eds.), East-West Center, Honolulu, Hawaii, pp. 213-237.
- Sánchez-Páez, H.; G. A. Ulloa-Delgado y R. Álvarez-León, eds. (2002): «Hacia la recuperación de los manglares en Colombia», Proyecto PD/91REV 2 (F) Fase II, Etapa II, Ministerio de Medio Ambiente, ACAFORE, OIMT, 294 pp.
- Suman, D. O. (1994): *El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Universidad de Miami & the Tinker Foundation, New Cork, 263 pp.
- UNESCO (1980): Memorias del Seminario sobre el estudio científico e impacto humano sobre el ecosistema de manglares, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, 405 pp.
- Vilamajó, D. y L. Menéndez (1987): Flora y vegetación del grupo insular Los Colorados, Cuba, *Acta Botánica Cubana*, 38: 1-14.
- Yáñez-Arencibia, A. y L. Lara-Domínguez (1999): Los manglares de América Latina en la encrucijada. En *Ecosistemas de manglar en América Tropical* (A. Yáñez-Arencibia y L. Lara-Domínguez, eds.), pp. 9-16.

Sociedades aborígenes de Cuba: sistemas de asentamiento y economía del manglar

Pedro P. Godo y Milton Pino

El trabajo es, en primer término un proceso entre la naturaleza y el hombre, proceso en que éste realiza, regula y controla mediante su propia acción su intercambio de materias con la naturaleza. En este proceso, el hombre se enfrenta como un poder natural con la materia de la naturaleza.

C. Marx (1963: 139)

Introducción

El poblamiento aborigen de las Antillas exhibe en sus diversos eventos culturales a sociedades tempranas portadoras de tradiciones socioeconómicas que se apropian de los productos de la naturaleza; en los períodos iniciales de la colonización de los territorios con más énfasis en la explotación marítima, y posteriormente también en función de las potencialidades de los recursos terrestres.

Con justeza debe reconocerse la obra pionera del arqueólogo dominicano Veloz Maggiolo que al estudiar la gestión subsistencial-alimentaria pudo identificar nexos entre las tradiciones artefactuales-culturales y los medioambiente antillanos. Sea en el poblamiento y colonización así como en el ulterior desarrollo histórico de los pescadores-recolectores, el paisaje del manglar jugó un rol de gran importancia junto a otros factores geográficos, históricos, económicos y sociales.

El descubrimiento de las zonas de manglares fue, a nuestro juicio, el factor o uno de los factores fundamentales de la ocupación de las Antillas. Los estuarios y manglares son una repetición de un tipo de ecología costera que es rica en proteínas animales, presentes tanto en el Pacífico como en el Atlántico Americano.

Las raíces del mangle son el lugar de asentamiento de millones de peces juveniles que se refugian en la zona; constituye un importante lugar de reproducción de ostiones y bivalvos afines a los mismos; las zonas pantanosas generan un hábitat muy positivo para crustáceos de diversas especies, mientras que las copas del manglar resultan sitio de anidamiento de diversas aves marinas. Ligado al mar y al río, el manglar es el sitio ideal de recolección: produce proteínas naturales todo el año, atrae animales terrestres en las zonas más potables de sus aguas salobres y mantiene un nivel de reproducción animal difícilmente superable o agotable por una banda de 30 a 100 personas. (Veloz Maggiolo, 1980).

Como es sabido, los manglares con sus principales especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Avicennia germinans* (mangle prieto) se identifican como áreas de vegetación boscosa

en el contexto genérico de los ecosistemas costeros, vinculados a la desembocadura de corrientes fluviales, ciénagas, esteros y por consiguiente en ambientes de aguas salobres. En tal sentido, y en las condiciones de la economía primitiva el ecosistema del manglar en vecindad con la tierra y el mar, fue sin duda un factor positivo en el desarrollo de los asentamientos humanos debido a la potencialidad de su reservorio faunístico.

Comunidades aborígenes asociadas al manglar en Cuba

Las comunidades aborígenes de pescadores-recolectores arribaron a Cuba procedentes de Suramérica hace más de 4 000 años. En su devenir, desarrollaron un genérico complejo cultural objetivado principalmente en artefactos líticos y de concha conceptualizados en industrias a partir de sus caracteres tecnotipológicos, donde se observan las avanzadas técnicas de la piedra pulida. Collares y colgantes junto a alguna evidencia del uso de la pintura, denotan una esmerada atención al cuerpo. Formas artísticas se reconocen en los dibujos y petroglifos caracterizados por la abstracción geométrica. El culto a los muertos presenta cierta complejidad por la práctica de los entierros secundarios, el uso de la pintura roja, las ofrendas y otros indicadores mortuorios. El balance del registro arqueológico permite atribuirles formas tempranas de la religiosidad expresadas en rituales mágicos. En una franca etapa de neolitización, algunas comunidades conocieron la cerámica sea por la inventiva local o recibida por contactos culturales y es posible que practicaran una agricultura incipiente.

Veloz Maggiolo (1976) valora el manglar como una zona de generación de alimentos, destaca la variada ictiofauna y entre los moluscos marinos la particularidad del ostión (*Crassostrea rhizophorae*) por su alta fecundidad, rápido crecimiento y la facultad de reproducirse en todas las estaciones. En otro orden, expresa la relación del manglar con los ecosistemas terrestres por el hábitat de las jutias, cuestión reseñada tempranamente en las fuentes documentales del período de la conquista europea. La comunicación corresponde al cronista Fernández de Oviedo (1851: t.1, 500) y específicamente a Cuba:

E ovo los animales mismos que en La Española, de cuatro pies; pero también hay al presente que son mayores que conejos, é tienen los pies de la misma manera, salvo que la cola es de ratón, larga y el pelo más derecho como texon, el cual les quitan é quedan blancos é buenos de comer. Estos se toman en los mangles que están en la mar, durmiendo en lo alto; e meten la canoa debajo del árbol, y meneando el árbol, caen en el agua, é saltan los indios de la canoa y en breve se toman muchos dellos. Este animal se llama guabiniguinax: son como zorros é del tamaño de una liebre, de color pardo, mixto con bermejo. La cola poblada é la cabeza como de hurón e hay muchos dellos en la costa de la isla de Fernandina, de quien aquí se tracta.

Mucho se ha discutido sobre el nombre aborigen y la clasificación zoológica del animal descrito por Fernández de Oviedo, y la opinión más generalizada lo identifica con la jutía conga de los manglares-*Capromys pilorides* (Rivero de la Calle, 1966).

La explotación económica del manglar encuentra su expresión arqueológica en los sistemas de asentamiento observados en las comunidades aborígenes que en esencia remiten a las relaciones humanas en el proceso de la producción social y a las relaciones con la naturaleza. Sitios costeros o cerca de la costa denotan la orientación preferentemente marina de la economía; en otros casos, emplazamientos ubicados en tierra adentro desarrollan estrategias de comunicación y organizativas en la división del trabajo que posibilitan en mayor o menor medida el consumo de

los recursos marinos. Ciertamente, es difícil reconocer modelos subsistenciales exclusivamente terrestres o marinos. En el conjunto de las variantes se registran modelos predominantes o complementarios de economía mixta.

La arqueología distingue sitios en particular y con más objetividad sistemas de asentamiento vinculados a las zonas de manglares. En la excavación arqueológica los restos de alimentos típicos de ese medio, como en el caso de los pelecypodos *C. rhizophosae* e *Isognomon alatus* constituyen el registro más declarado. En la región occidental, el sistema de asentamiento de Guaniguanico, en el norte de la provincia de Pinar del Río, e identificado por Alonso (1995) comprende la existencia de comunidades aborígenes en áreas despejadas de la llanura costera junto a arroyos y a corta distancia de los manglares durante la estación seca del año. En la estación lluviosa, la comuna o una parte de ella se dispersaba en grupos con campamentos en la montaña para explotar los recursos naturales de ese medio. Cueva del Arriero (Alonso, 1995), y Cueva de La Lechuza (Alonso, 1989) esta última con una ocupación fijada en más de 4 000 años. AP, son sitios representativos de ese sistema.

Desde otra perspectiva debe valorarse la información reportada en las Cuevas Marien 2 y Perico 1, porque constituyen sitios de habitación y de entierros, y en estos casos, el uso de los manglares se expresa a través de la evidencia mortuoria. Marien 2 se encuentra a unos 500 m de la Bahía, y todo indica que corresponde a un sistema de asentamiento integrado por conchales costeros, sitios al aire libre, de entierros y otros emplazamientos. Resulta de gran interés la observación de La Rosa y Robaina (1995) referente al tratamiento de ciertos entierros primarios cubiertos por capas gruesas de *I. alatus*, situación también vista en otros paquetes de huesos (entierros secundarios) acompañados de esa especie de bivalvo. Por otra parte en dos entierros de infantes se observó que las manos descansaban sobre una valva de *I. alatus*, en un caso, y en el otro, sobre tres valvas de *C. rhizophorae*.

En la Cueva del Perico 1, localizada muy cerca de Bahía Honda, Pino y Alonso (1973) ya habían reportado ese indicador mortuorio pero a la inversa, no cubiertos por las conchas, sino éstas, a la manera de «piso» sobre el que descansaban los entierros. Sobre la base del dato arqueológico puede aceptarse la interpretación de ofrendas de alimentos de origen marino, tal como anotaron La Rosa y Robaina (1995: 37), en particular los asociados a la fauna de manglares, o desde otra perspectiva, valorar estas capas de conchas como parte de una tumba o construcción fúnebre más compleja que la más común de los simples hoyos en la tierra. En ambos casos, el acarreo de los moluscos desde la costa—sin desestimar la posibilidad de una comida ritual en el funeral—supone una mayor medida de esfuerzos para el tratamiento a ciertos individuos, una expresión de las diferencias sociales en estas comunidades de pescadores y recolectores marinos.

En el caso de comunidades de este tipo, que en su devenir conocieron la alfarería (por cualquier vía) la arqueología ha documentado las asentadas en el litoral costero occidental, desde Cojímar hasta Bacunayagua (Martínez, 1987) y que corresponde a estaciones allí destacadas como partes de otros asentamientos presumiblemente ubicados en el interior. Punta del Macao es uno de esos sitios costeros de habitación donde los aborígenes fueron consumidores por excelencia de los moluscos del manglar que se registraron por capas en toda la historia del residuario.

Cayo Jorajuría (4 110 años AP) sitio localizado en el norte de la provincia de Matanzas, presenta la especificidad de no beneficiarse de los manglares que constituyen la principal vegetación aledaña al residuario, al parecer por el contenido sulfuroso y de salinidad de sus aguas que no favorecieron a la fauna de moluscos (Pino, 1980). Sin embargo, tal situación pudo equilibrarse con los ecosistemas de manglares situados más al norte, donde se han descubierto

sitios como Cayo Galindo (Godo y Baena, 1987) que suponen la existencia de estaciones en la cayería vinculadas a los sitios de la tierra firme.

Algo distinto se observa en el área arqueológica de Canímar, también en el norte de Matanzas con una comprobada ocupación milenaria de pescadores-recolectores.

La arqueología de Playita y Cristales exhibe a comunidades especializadas en la recolección de los moluscos de los manglares situados en el curso interior del río Canímar. En Playita (1 280 a AP) según los datos aportados por Dacal (1986) correspondientes al inicio de la habitación del sitio, se registró una capa muy compacta de unos 30-35 cm de espesor formada por cenizas y una cantidad impresionante de *I. alatus*. De igual modo se observó la presencia de *C. rhizophorae* en todos los niveles de la excavación.

En Canímar Abajo, sitio de habitación y funerario al menos en dos períodos de su extensa historia (4 270 a AP) se reportó algo similar y además, la evidencia de una acentuada explotación recolectora que al parecer pudo afectar la fauna de los moluscos y posteriormente, una recuperación del recurso. Los informes de Rodríguez y Sánchez (1990) y de Hernández (1990) revelan la paleonutrición a partir del estudio de los restos humanos, siendo el estroncio (Sr) el indicador más importante junto a la relación estroncio-calcio (Sr/Ca) que permitió identificar a la recolección de moluscos como una actividad vital en el inicio de la habitación y la etapa más tardía después de un franco período de decrecimiento.

En la región central los censos arqueológicos sobre todo de las provincias de Villa Clara y Sancti Spíritus, registran muchos sitios de pescadores-recolectores asociados a los ecosistemas de manglares, en particular, los descubiertos en la cayería que deben responder a sistemas de asentamientos articulados con la tierra firme y que no han sido profundamente investigados.

Con más objetividad, se documentan los de la región oriental pertenecientes a comunidades que conocían la cerámica. En el norte de la provincia de Holguín, se encuentra el sitio Cacoyugüin 1 asociado al río del mismo nombre y a paisajes de manglares que se extienden hasta su desembocadura en la Bahía de Gibara. Sin embargo, todo indica que en la época precolombina –al igual que en Jorajuría– no se consumieron los moluscos posiblemente por causas naturales debidas a la baja salinidad que no favoreciera el desarrollo de las especies (Pérez, 1999). Lo dicho en ningún modo desestima el aprovechamiento de aves, crustáceos y mamíferos terrestres así como otros representantes de la fauna del manglar, tal como se supone en el sitio Corinthia 3 con su fechado de 350 a.n.e. y ubicado al este de la entrada de la Bahía de Cabonico (Valcárcel *et al.*, 2001).

Por la costa norte, la dispersión de las comunidades de pescadores-recolectores con cerámica en general poco desarrollada alcanzó el extremo oriental, en el municipio de Baracoa. Los sitios hasta el momento censados se encuentran al aire libre –Casa de Caballero, Miramar y Aguas Verdes– y en cuevas –Caballero, Durán 1 y Durán 2– con similitudes en sus tradiciones artefactuales y, sin duda, muy influenciados por la economía del manglar (Febles, 1991).

Aguas Verdes, el más estudiado por Artilles y Dacal (1973) presenta un consumo impresionante de *C. rhizophorae* y *I. alatus*, este último al igual que Playita, formando una masa compacta en la capa 0,40-0,60 cm. La lectura de la estratigrafía de Aguas Verdes evidencia el consumo de estas especies en toda la historia del sitio sin alguna señal de agotamiento del recurso, a todas luces, con una conciencia regenerativa de esa fauna.

Una situación más compleja pudo observarse en el extenso residuario El Mango, localizado en la cuenca del río Cauto, en la provincia Granma. En esta área se consolidó un sistema de asentamiento a partir de sitios en el interior favorecidos por corrientes fluviales que posibilitaban la acción de grupos especializados o estaciones costeras (UTSET 1951, Febles y Godo 1990

y Alonso 1995) Las comunidades del Cauto –sin cerámica en sus principales sitios– desarrollaron una vigorosa cultura material y espiritual en ningún modo comparable con los de su filiación en el resto de la Isla, expresada en las tradiciones industriales más evolucionadas-líticas y de la concha en la inusitada variedad de adornos corporales y en la complejidad de las prácticas mortuorias. Las excavaciones realizadas en El Mango, en abril de 1986 por el Departamento de Arqueología confirmaron dos etapas de ocupación en una estratigrafía que alcanzó una fertilidad de 2 m en uno de los cuatro montículos del sitio. Los estudios de Córdova y Arredondo (1990) identifican una economía mixta en la primera etapa. Entre otros restos, diversas especies de jutias extintas y actuales con el aporte de una cuantiosa biomasa comestible identifican a la caza como la actividad más importante en función de los recursos terrestres. Restos de peces de gran talla evidencian una actividad socializada-comunitaria, con el empleo de medios y técnicas especializadas. Entre los moluscos marinos se destacan por orden: *Melongena melongena*, *C. rhizophorae* e *I. alatus*.

Resulta de interés el hallazgo en niveles profundos 1,90 a 2 m y 2 a 2,10 m de adornos corporales confeccionados en fragmentos de *I. alatus* con orificios centrales a modo de cuentas para aún collar, y una valva de *C. rhizophorae* con dos orificios cual si fueran ojos, y otro más grueso en el centro y hacia abajo, quizás para destacar rasgos distintivos de un rostro humano (Córdova, 1991).

La segunda etapa se observa convincentemente en los niveles tardíos del montículo 2 debido a un registro dietario que muestra un comportamiento diferente en las actividades subsistenciales. Los restos de la fauna terrestre ocupan cuantitativa y cualitativamente el primer lugar, destacándose los de jutias. Por el contrario disminuyen de manera ostensible los de origen marino, y muy en particular, los procedentes del manglar, tan abundantes en la primera etapa de habitación.

La historia final del sitio El Mango acusa una reducida población que habitaba el área del montículo 2. Tal parece el colapso de una sociedad después de agotar las potencialidades de sus fuerzas productivas y en un evento de transición manifiesto en la especialización de las actividades subsistenciales dependientes de la fauna terrestre. Las hipótesis explicativas se vinculan a factores demográficos, movimientos migratorios y la domesticación de plantas como complemento de las actividades apropiadoras. Sin embargo, no convence la mínima utilización de los recursos marinos en un entorno favorable y en una de las áreas de mayor concentración de los manglares en la costa sur de Cuba. En tal sentido no debe desestimarse una explosión demográfica que afectara el equilibrio ecológico o en otro orden, la ocurrencia de conflictos tribales por el derecho de apropiación de los territorios, y por consiguiente, una redistribución de los ecosistemas marinos expresada en el plano arqueológico en una disminución de los restos dietarios.

En las excavaciones de Victoria 1, sitio localizado en el sur de Camagüey, se comprobaron importantes cambios en la presencia de moluscos univalvos marinos, como fue el caso de *M. melongena* que vive en los fondos cenagosos próximos a los manglares de esa región y cuya frecuencia y –con ejemplares de gran talla, algunos que alcanzaban los 15 cm de longitud– fue muy notable en los primeros tiempos de habitación aborígen. Sin embargo en las capas antropogénicas tardías disminuyeron en número y tamaño, lo cual pudiera interpretarse como una sobreexplotación de la especie, o tal vez debido a cambios ecológicos severos.

Claro está, que es posible el agotamiento temporal o la desaparición de alguna especie biológica como resultado de la acción depredadora, sujeta además a impactos naturales y fenómenos sociales. No obstante, si en verdad hubo crisis ecológica en El Mango o en otro sitio, el problema no parece norma en el contexto social concreto de nuestras sociedades aborígenes, incluso las menos evolucionadas.

Lo que se ha denominado *desarrollo ecológico* como proceso de transformación racional del medio en interés del hombre (Frolov, 1983) supone en las condiciones de la economía de apropiación el máximo aprovechamiento de los recursos de la naturaleza y a la vez atenuar el impacto de la producción social mediante una conciencia protectora del medio-objeto de trabajo como premisa de la actividad vital del hombre. Con razón, Alonso (1995: 90) plantea que en las ocupaciones milenarias de sitios como Cueva Funche y otros de Guanahacabibes, caracterizados por grandes acumulaciones de restos arqueológicos, no se observa la desaparición de especies a consecuencia de la acción humana, sino la práctica del abandono de los territorios cuando los recursos comenzaban a dar muestras de agotamiento. Tal abandono sería transitorio hasta que la naturaleza restituyera los daños de la acción antrópica. La lectura estratigráfica de sitios como El Mango y Victoria 1, denota una disminución de la talla de *M. melongena*, sin duda, el molusco más consumido, pero en ningún modo la desaparición de la especie.

En las comunidades sensiblemente asentadas lejos de la costa se impone un modelo subsistencial más dependiente de los recursos faunísticos terrestres. Algunas, tal vez desarrollaron la agricultura de forma complementaria, y en los sistemas de asentamientos favorecidos por las vías fluviales explotaron los recursos marinos en menor escala y sin riesgos de afectación ecológica. Birama, asociado al río Agabama y a casi 20 km de la costa, es un sitio con mucha cerámica simple, restos de jufías y evidencias del cultivo del maní-*Arachis hipogaea* L. –en toda la historia del sitio que cuenta en su etapa temprana con un fechado de 1 130 d n e. (Angelbello *et al.*, 2002 y Córdova, 2003). Desde ese emplazamiento mediterráneo los aborígenes consolidaron una infraestructura económica que les permitía obtener los beneficios de la pesca marítima y de la captura de quelonios. Con una dieta bien balanceada, de los extensos manglares dislocados en el curso inferior del río Agabama apreciaron un alimento de alto valor proteico: el ostión.

En otro sistema de asentamiento –con sitios como Cueva de la Pintura y Cueva Funche, 4 000 AP– configurado por las condiciones geográficas de la península de Güanahacabibes se establecían campamentos en el bosque semicaducifolio, la mayoría de ellos cercanos a la costa sur, y desde esa base, se destacaban grupos menores de propósito concreto (Alonso, 1995). Por la corta distancia era factible la explotación de los manglares de la costa norte, sobre todo para los asentamientos ubicados en la parte más estrecha de la península, en el orden de una organización del trabajo sin recurrir a la migración estacional.

Con la excepción de las prístinas comunidades de cazadores-recolectores que arribaron a Cuba hace más de 6 000 años, puede certificarse la explotación del ecosistema del manglar en el contexto de la economía marina desarrollada por las sociedades de pescadores-recolectores y en sus eventos culturales con señales de la neolitización a partir de la alfarería y la agricultura incipiente (Godo, 1997 y Reyes, 2004).

Las tardías comunidades agroalfareras, comúnmente denominadas taínas y subtaínas en nuestros textos, también aprovecharon los recursos del manglar en dependencia de la ubicación de sus poblados, cerca de la costa y de sus sistemas de asentamiento. Si bien no han sido tratadas en esta oportunidad, vale destacar aquellas que muestran a la agricultura fuertemente complementada por los recursos marinos incluyendo los manglares. Bastaría citar con datos arqueológicos el sitio Paraiso, localizado en el oeste de Santiago de Cuba (Castellanos y Pino, 1987); El Guape I, Palmas Altas, Loma del Indio y Pino Valerino, asociados al Golfo de Guacanayabo (Rodríguez Arce, 1982); El Morrillo en el norte de la provincia de Matanzas (Godo, 1986) y los residuarios de la región centro-sur en el circuito costero Cienfuegos-Trinidad (Domínguez, 1991).

Los manglares con sus valores proteicos contribuyeron a complementar la actividad subsistencial dependiente de la flora y en períodos tardíos, de la agricultura que preferentemente

aportan carbohidratos. Su importancia se magnifica entre otros factores propios de su fauna, o de la madera como materia prima, por el hecho de que dos actividades económicas de primer orden, como la caza y la pesca, encuentran otra expresión cuando se desarrollan en el manglar.

La comunidad costera permanente, el campamento temporal, o el grupo forrajeador, aprovechaba la jutía del manglar que por excelencia corresponde al medio boscoso de tierra adentro y se beneficia por la cuantiosa biomasa comestible y su contenido proteico. Smith y Berovides (1984) y Pino y Córdova, (2000) al analizar las características de la carne de *Capromys pilorides* entre otras, al parecer la especie más abundante en el hábitat del manglar, valoran su elevado porcentaje de proteínas y el bajo contenido de grasa, además, refieren que las jutías de más alto rendimiento son las de bosque, luego las de ciénagas y, por último, las que habitan los cayos, en ocasiones con extensos manglares. En relación con los peces de su reservorio y por las características de la densa vegetación, la actividad se materializa con un mínimo de recursos técnicos y humanos, en oposición a la pesca mayor, necesariamente socializada y con un mayor despliegue de las artes que se le atribuyen.

La especificidad de las relaciones del hombre con el manglar expresa consecuentemente la dialéctica hombre-naturaleza-sociedad, en el contexto genérico del nivel alcanzado por las fuerzas productivas y las relaciones de producción. El uso del manglar no debe esquematizarse en el plano de las tradicionales modalidades de la economía apropiadora (caza, pesca y recolección) por cuanto si bien tiene ese basamento en el orden técnico, en esencia responde a una primaria *producción de alimentos*, distinta a la agricultura y a la ganadería.

Veloz Maggiolo (1976) al reseñar el esquema de explotación de este ecosistema en las sociedades antillanas, con razón anota que «... el cultivo del manglar es casi una manera de producción y no un simple sistema de explotación y destrucción ecológica». En sus valoraciones distingue las fases de la cosecha-recolección, el abandono para su regeneración y el regreso después de un período de desocupación que le permite a la naturaleza restituir los recursos apropiados. El citado autor establece una similitud con el denominado cultivo de roza, basado en un esquema similar pero en función de la agricultura: tala y quema del bosque, cultivo, y abandono para la regeneración; y concluye que en ambos casos la destrucción del medio ambiente conlleva la necesidad de crear y aprovechar fuentes de alimentación estables:

El solo hecho de mantener una idea de que el manglar debe regenerarse, nos hace suponer que en principio y antes de toda agricultura en el área antillana, la idea de permisión de regeneración de los medio ambientes estaba presente en diversos grupos humanos sin agricultura.

Más que una similitud con el sistema agrícola de roza por sus procedimientos, como apuntara Veloz Maggiolo es posible decir junto a Kabo (1983) que la explotación del manglar por nuestras sociedades comunitarias es casi una «ganadería primitiva», es decir, a la manera de una preocupación consciente para reproducir y optimizar las fuentes cárnicas de la dieta, tal como sucedió entre australianos y tasmanos que quemaban sistemáticamente los matorrales para obtener pastizales frescos que atraían a los canguros y contribuían a su reproducción.

Por tanto, puede incluirse a la explotación del manglar entre las premisas naturales y sociales de la economía productora de alimentos. El manglar dejaba de ser simple paisaje geográfico para convertirse en paisaje humanizado, en una creación del hombre en sus relaciones con la naturaleza.

Abstract. Presently article the evidences are picked up documented by the authors that relate the Cuban aboriginal societies with the swamp ecosystem. The swamp ecosystem constituted a potential for the establishment of the communities, for the important contributions like feeding, construction, communication and protection. Authors refer to

that the establishment of the aboriginal communities in the mangrove ecosystems in the Caribbean is a very common pattern what denotes a preferably marine orientation of these inhabitants.

Referencias

- Alonso, E. (1981): «Censo arqueológico de Guanahacabibes» [inédito], Informe Científico Técnico, Delegación Territorial de Pinar del Río, Academia de Ciencias de Cuba.
- _____ (1985a): «Atlas Arqueológico. Estudio histórico social de las comunidades preagroalfareras de la provincia de Pinar del Río» [inédito], Departamento de Arqueología, Instituto de Ciencias Sociales, Academia de Ciencias de Cuba.
- _____ (1985b): *Cueva del Arriero. Un estudio arqueológico sobre comunidades aborígenes del occidente de Cuba*. Editorial Academia, La Habana, 44 pp.
- _____ (1989): Un campamento aborígen en la Sierra del Rosario. *Revista de Ciencias Sociales*, Academia de Ciencias de Cuba, no. 21, año VII, sept.-dic., pp. 38-58.
- _____ (1995 a): Fundamentos para la historia del Guanahatabey de Cuba. Editorial Academia, La Habana, 131 pp.
- Angelbello, S. T.; L. Delgado; O. Álvarez y T. Eguiguren (2002): Estudio arqueológico del sitio Birama. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no. 6, pp. 56-70.
- Artiles, M. y R. Dacal (1973): Moluscos marinos y terrestres presentes en el sitio arqueológico Aguas Verdes, Nibujón, Oriente, Serie no. 9, Antropología y Prehistoria. no. 2, feb., Universidad de La Habana, 41 pp.
- Castellanos, N. y M. Pino (1987): «Carta informativa no. 92». Época 2, Departamento de Arqueología, Instituto de Ciencias Sociales, Academia de Ciencias de Cuba, La Habana.
- Córdova, A. P. (2003): Aspectos zooarqueométricos del asentamiento protoagricultor Birama. Valle de los Ingenios, municipio Trinidad. Santi Spíritus. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no. 7, pp. 59-63.
- Córdova, A. P. (1991): Estudio de la industria de la concha del residuario preagroalfarero El Mango, Río Cauto, provincia Granma. *Estudios arqueológicos 1989*, Departamento de Arqueología, Centro de Antropología, Editorial Academia, La Habana, pp. 85-108.
- Córdova, A. P. y Arredondo (1990): Análisis de restos de dietarios del sitio arqueológico El Mango, Río Cauto, provincia Granma. *Anuario de Arqueología 1988*, Departamento de Arqueología, Centro de Arqueología y Etnología, Editorial Academia, La Habana, pp. 111-128.
- Dacal, R. (1986): *Playitas. Un sitio protoagrícola en los márgenes del Río Canímar, Matanzas, Cuba*. Museo Antropológico Montané, Universidad de La Habana, 61 pp.
- Domínguez, L. (1991): *Arqueología del Centro - Sur de Cuba*, Editorial Academia, La Habana, 102 pp.
- Febles, J. (1991): *Nuevos sitios Arqueológicos del complejo Canimar-Aguas Verdes, descubiertos en el extremo nororiental de Cuba*. Editorial Academia, La Habana, pp. 304-311.
- Febles, J y P. P. Godo (1990): Excavaciones Arqueológicas en El Mango, Provincia Granma, Cuba. *Anuario de Arqueología 1988*, Departamento de Arqueología, Centro de Arqueología y Etnología, Academia de Ciencias de Cuba, pp. 84-110.
- Fernández de Orriedo, G. (1851): *Historia General y Natural de las Indias, Islas y Tierra Firme del Mar Océano*. Imprenta de la Real Academia de la Historia, Madrid, tomo 1.
- Frolov, I. (1983): Enfoque marxista al desarrollo ecológico. La protección del medio ambiente y la sociedad. *Problemas del Mundo Contemporáneo (94)*, Academia de Ciencias de la URSS, pp. 27-39.
- Godo, P. P. (1986): «Estudio arqueológico del sitio El Morrillo, provincia de Matanzas» [inédito], Departamento de Arqueología, Instituto de Ciencias Sociales, Academia de Ciencias de Cuba.
- _____ (1997): El problema del protoagrícola de Cuba: discusión y perspectiva, *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no.2, pp. 19-30.
- _____ (2001): Contextos arqueológicos del protoagrícola en el centro-occidente de Cuba. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no. 5, pp. 62-75.
- Godo, P. P. y G. Baena (1987): Pescadores y cazadores aborígenes en Cayo Galindo. *Rev. Mar y Pesca*, La Habana, feb., no. 257, pp. 34-39.
- Hernández, S. (2001): Valle de Canímar: el entorno y la presencia aborígen. *Islas*, Revista de la Universidad Central de Las Villas, Santa Clara, año 43, no. 127, enero-marzo, pp. 120-121.
- Kabo, V. (1983): La naturaleza y la sociedad primitiva. La protección del medio ambiente y la sociedad. *Problemas del mundo contemporáneo (94)*, Academia de Ciencias de la URSS, pp. 27-39.
- La Rosa, G., R. Robaina (1995): *Costumbres funerarias de los aborígenes de Cuba*. Ed. Academia, La Habana, 50 pp.
- Martínez, A. (1987): Estudio del sitio arqueológico Punta del Macao, Guanabo, provincia Ciudad de La Habana. *Reporte de investigación del Instituto de Ciencias Históricas*, Academia de Ciencias de Cuba, no. 9, 28 pp.
- Martínez, A.; E. Vento y C. Roque (1993): *Historia aborígen de Matanzas*, Ediciones Matanzas, 109 pp.
- Marx, C. (1973): *El Capital. Crítica de la Economía Política*. Editorial de Ciencias Sociales, La Habana, tomo 1.
- Navarrete, R. (1989): *Arqueología. Caimanes III*. Editorial de Ciencias Sociales, La Habana, 55 pp.

- Pérez, L. (1999): Restos faunísticos de Cacoyugüiro 1, asentamiento protoagrícola de Holguín. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba.
- Pino, M. (1980): Carta informativa no. 9, Época 2, Departamento de Arqueología, Instituto de Ciencias Sociales, Academia de Ciencias de Cuba.
- Pino, M., A. Córdova (2000): Actividades subsistenciales de los aborígenes de la Cueva del Muerto, Cifuentes, Villa Clara. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no. 4, pp. 53-58.
- Pino, M. y E. Alonso (1973): Excavaciones en la Cueva del Perico 1. *Serie Espeleológica y Carsológica*, Academia de Ciencias de Cuba, no. 45, 32 pp.
- Reyes, J. M. (1997): Estudios dictarios de cinco sitios apropiadores Ceramistas del suroriente cubano. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no.2, pp. 41-49.
- (2004): Modos de vida y tradición alimentaria en grupos apropiadores-ceramistas del Caribe. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no.8, pp. 39-49.
- Rivero de la Calle, M. (1966): *Las culturas aborígenes de Cuba*. Editorial Universitaria, La Habana, 194 pp.
- Rodríguez Arce, C. (1992): «La variante cultural Bayazo» [inédito], Departamento Oriental de Arqueología, Holguín, CITMA.
- Smith, C. R. y V. Berovides (1984): *Ecomorfología y rendimiento de la jutía conga (Capromys pilorides Say)*. Instituto de Zoología, Academia de Ciencias de Cuba, La Habana.
- Utset, B. (1951): Exploraciones arqueológicas en la región Sur de Oriente. *Revista de Arqueología y Etnología*, Segunda Época, año VII, diciembre 13-14, La Habana, pp. 99-116.
- Varcárcel, R.; C. Rodríguez; L. Pérez y J. Guarch (2001): Un contexto apropiador ceramista temprano. *Corinthia* 3, Holguín, Cuba. *El Caribe Arqueológico*, Casa del Caribe, Santiago de Cuba, no.5, pp. 76-88.
- Veloz Maggiolo, M. (1972): *Arqueología prehistórica de Santo Domingo*. Mc. Graw-Hill Far Eastern Publisher (S) Ltd., Singapore, 384 pp.
- (1976): «Medio ambiente y adaptación humana en la prehistoria de Santo Domingo», Editora de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, *Colec. Historia y Sociedad*, no.24, tomo 1.
- (1980): *Las sociedades arcaicas de Santo Domingo*. Museo del Hombre Dominicano y Fundación García Arévalos, Santo Domingo, República Dominicana.

Manglares del Archipiélago Cubano: estado de conservación actual

Lázaro Rodríguez, Leda Menéndez, José M. Guzmán, Armando V. González y Raúl Gómez

Introducción

Desde la época precolombina, el desarrollo de los asentamientos humanos ha estado muy relacionado con áreas costeras; y los bosques de mangles han sido históricamente utilizados por las comunidades aborígenes que habitaban en el archipiélago antes de la llegada de los europeos. Los aborígenes cubanos han dejado evidencias del establecimiento de sus asentamientos en zonas costeras donde se desarrollaban los bosques de mangles (Godo y Pino, 2006).

Durante el proceso de colonización, muchas villas se crearon en zonas costeras (de las siete primeras villas fundadas en el siglo XVI, cinco estaban en la costa) y relacionadas con los manglares. Desde la etapa republicana, el desarrollo de la pesca, la tala para la construcción de la vía férrea (polines) y la elaboración de carbón vegetal incidió en las áreas ocupadas por bosques de manglares; se construyeron poblados sobre territorios originalmente de manglares, se talaron los árboles de mangles en diversos sitios y se reconvirtieron áreas de manglares para otros usos asociados al desarrollo económico del país.

Los manglares cubanos se caracterizan por presentar condiciones extremas en los componentes abióticos de los paisajes, por ello, las actividades socioeconómicas llevadas a cabo en zonas circundantes pueden tener en mayor o menor grado influencias negativas en el desarrollo, evolución y conservación de este ecosistema. En gran medida, el ecosistema de manglar en Cuba está recibiendo fuertes tensiones, Lugo y Snedaker (1974), Odum y Johannes (1975), y Lugo *et al.* (1980), realizaron una amplia revisión de las respuestas de los ecosistemas de manglares a varios factores o causas de afectación. Para Lugo y Snedaker (1974), acciones como la canalización y drenaje tienen repercusión sobre los ciclos de la materia orgánica, reduciendo los ingresos de nutrientes y agua dulce al bosque de manglares, la sedimentación interfiere en el ciclo de nutrientes y el intercambio gaseoso, la tala de los árboles, herbicidas y huracanes remueven la biomasa del bosque; en el caso de la tala se produce una remoción real con pérdida de biomasa en el sistema, mientras que los huracanes y herbicidas, dejan gran parte de la biomasa dentro del sistema. Para Odum y Johannes (1975), una afectación letal para el manglar lo constituye la deficiencia de intercambio gaseoso de las raíces, La hipersalinidad es uno de los factores causante de graves afectaciones a los manglares (Cintrón *et al.*, 1978), la construcción de viales (Patterson Zucca, 1977) y la deposición de arena en las raíces del manglar (Cintrón y Pool, 1976), entre otras causas de tensión a los manglares.

Las superficies ocupadas por manglares son consideradas áreas de elevada fragilidad geocológica y constituyen sistemas de transición entre el medio terrestre y marino lo que le

confiere una importante función ecológica. De manera general, se pueden considerar desde el punto de vista funcional como paisajes colectores ya que reciben todo el aporte proveniente de las cuencas tierra adentro y los del medio marino, por ello en las áreas donde se desarrollan, se encuentran con alta frecuencia mezclas de sedimentos marinos, biógenos, fluviales, lacustres y terrígenos, arrastrados por el escurrimiento superficial.

Es objetivo de este estudio realizar una evaluación del estado actual de conservación de los bosques de mangles en el Archipiélago Cubano, identificar las afectaciones que han sufrido en el proceso de asimilación socioeconómico y las causas que han provocado estas afectaciones, ubicar los sitios que mayor transformación han tenido y determinar el grado de modificaciones ecológicas provocadas.

Afectaciones al manglar

Diversas acciones han incidido negativamente sobre el ecosistema de manglar durante muchos años. Menéndez *et al.* (2003) estimaron que más de 30 % de los manglares existentes en Cuba han sido afectados. Estas afectaciones han tenido dos orígenes fundamentales; las causadas por procesos y eventos naturales, y las ocasionadas por la actividad humana. Las afectaciones de origen natural son poco extendidas y puntuales, y en general, el ecosistema de manglar puede recuperarse. Entre éstas aparecen:

- Deterioro del manglar por la acción abrasiva del mar sobre las costas y aumento de su nivel medio.
- Deterioro y/o desaparición de lagunas costeras por colmatación o cierre natural de canales.
- Acumulación de arenas debido a cambios en la dinámica costera y migración de los sedimentos, lo que provoca el recubrimiento de las raíces de los mangles causando su muerte.
- Efecto destructivo de eventos meteorológicos extremos (ciclones y huracanes).
- Variaciones del régimen hídrico (disminución de las precipitaciones).

Las afectaciones más comunes y extendidas son las provocadas por la acción de los seres humanos, entre las que se destacan:

- Vertimiento de residuales de las industrias hacia las zonas costeras (petróleo, centrales azucareros, fábricas de bebidas alcohólicas, papeleras, producción de cemento, metalurgia no ferrosa) y de centros vacunos y porcinos.
- Represamiento de ríos que eliminan el aporte de agua, sedimentos y nutrientes hacia el manglar.
- Construcción de viales (terraplenes, pedraplenes, etc.) que interrumpen los flujos de agua y sedimentos hacia el manglar.
- Relleno de lagunas costeras.
- Conversión de áreas de manglares a otros usos, lo que provoca que algunas áreas netamente protectoras del litoral se vean sometidas a procesos extractivos.
- Extracción de áridos en áreas aledañas a manglares y/o deposición de materiales de dragado o desechos en ellos.
- Incendios forestales.
- Actividad extractiva no prevista en los proyectos de ordenación forestal.

A partir de esta información, se sintetizaron las acciones más significativas sobre los manglares cubanos (Tabla 1), teniendo en cuenta tanto su extensión y duración como las consecuencias.

A partir de la identificación de las causas de afectaciones y su ubicación en el territorio cubano, fue posible identificar 20 tramos o sectores con bosques de manglares en todo el archipiélago. En estos tramos, las áreas de manglares poseen una homogeneidad en cuanto a condiciones naturales, lo que condiciona determinadas respuestas a las acciones que se han llevado a cabo en cada uno de estos sectores. Los sectores identificados así como las principales causas de afectaciones a los manglares se ofrecen en la tabla 2, figura 1.

Tabla 1. Acciones sobre los manglares que se tuvieron en cuenta en cada sector, y su identificación

Identificación	Acciones	Identificación	Acciones
a	Ventimiento de residuales industriales	f	Actividad agrícola (cultivo de arroz)
b	Represamiento de ríos	g	Actividad ganadera
c	Construcción de viales	h	Asentamientos poblacionales
d	Extracción de turba y madera	i	Abrasión marina
e	Desbroce	j	Eventos meteorológicos extremos
		k	Infraestructura hotelera



Fig. 1. Mapa de ubicación de las principales afectaciones al ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano.

Estos resultados permiten afirmar que los sectores con mayores afectaciones son los identificados como: Ensenada de Vizcaya-Playa Majana, Cabo Cruz-Ensenada de Birama, Bahía de Cabañas-Santa Cruz del Norte y Cayo Guillermo-Bahía de Nuevitas.

Tabla 2. Relación de los sectores identificados y principales acciones sobre el manglar en cada uno de ellos

Sectores	Acciones
I- Cabo de San Antonio-Bahía de Cabala	a, h
II- Bahía de Cabala-Santa Cruz del Norte	a, b, c, e, h, k
III- Bahía de Cárdenas-Isabela de Sagua	a, h, c, e
IV- Isabela de Sagua-Calbanilla	a, h
V- Cayo Blanco-Cayo Guillermo	c, e, k
VI- Cayo Guillermo-Bahía de Nuevitas	c, e, i, j, k
VII- Tariguaní-Playa El Agüey	a, b, c, e
VIII- Playa El Agüey-Bahía de Nuevitas	a, c, h, k
IX- Bahía de Manatí-Bahía de Chaparra	a, h
X- Bahía de Nipo-Moa	a, h
XI- Cabo Cruz-Ensenada de Birama	a, b, c, d, e, f, g
XII- Ensenada de Birama-Santa Cruz del Sur	a, b
XIII- Santa Cruz del Sur-Casilda	a, b, h, f
XIV- Bahía de Cienfuegos	a, h
XV- Ciénaga de Zapata	d, h
XVI- Ensenada de Vizcaya-Playa Majana	a, b, c, d, e, g, h, i, j
XVII- Playa Majana-Cabo Francés	b, f, j
XVIII- Los Canarreos	b, d
XIX- Jardines de la Reina	c
XX- Bahía de Guantánamo	a, b, g, e, h

En el sector comprendido entre Ensenada de Vizcaya-Playa Majana, se identificaron el mayor número de acciones, 9 en total, lo que unidas, inciden sobre el territorio aumentando los efectos negativos. En esta franja costera, el bosque de manglar ha sido muy deprimido por acciones que tienen un carácter histórico y que se mantienen hasta la actualidad. La transformación de este sector data desde principios del siglo xx, con la extracción de polines para la construcción de vías férreas en Cuba, y la construcción de canales para sacar los polines en bongos hasta el mar. Los núcleos poblacionales que se asentaron en la zona talaron y rellenaron áreas originalmente ocupadas por bosques de mangles para construir sus viviendas, realizando actividades pesqueras y de fabricación de carbón vegetal a partir del manglar. Estas acciones conllevaron el debilitamiento y desaparición del manglar por tramos, sobre todo la franja de mangle rojo (*R. mangle*) en la primera línea de costa.

La construcción de grandes canales en la década de los años 60 provocó un desequilibrio en el escurrimiento de las aguas dulces hacia el mar y afectó negativamente al manto freático y la actividad agrícola en la llanura. En los años 80, se construyó un dique en este sector con la finalidad de contener el avance de la cuña salina, detener el proceso de salinización de los suelos y acuíferos y el escape de agua dulce por los grandes canales fabricados en el manglar. Esta obra hidrotécnica ha causado grandes y negativos efectos sobre el manglar en el sector en sentido general; entre ellos está la muerte de gran parte del bosque de manglar ubicado al sur del dique, transformándose la vegetación, de bosques a herbazales de ciénaga. El área ocupada por el bosque de mangle ha quedado reducida a una franja al sur del dique, sufriendo con mayor fuerza el efecto de oleajes y marejadas en los llamados sures, ha aumentado la erosión en la línea de costa y el deterioro de las condiciones de vida en los asentamientos poblacionales, aumentando tanto el riesgo de inundación como su rapidez. A esto se unen las actividades socioeconómicas que se realizan en las cercanías de la franja costera con incidencias sobre ella, como el vertimiento de residuales, actividad agrícola y la ganadería, en este caso con búfalos de agua.

En el sector Cabo Cruz-Ensenada de Birama, con 8 causas de afectaciones, el bosque de mangles ha sufrido deterioro por la disminución del aporte de agua dulce y nutrientes a partir del represamiento de los ríos, y la tala indiscriminada históricamente realizada que ha conllevado el debilitamiento del manglar, lo que se evidencia en su pequeño porte y baja altura en parte del sector. En la zona de Cabo Cruz, donde el manglar se establece en una estrecha franja, eventos meteorológicos como huracanes y tormentas tropicales han afectado en diferentes momentos, cerrando canales o abriéndolos. El bosque de manglar en el área de Las Coloradas ha sufrido diversas afectaciones, que lo han transformado por partes, no se puede obviar la presión de los asentamientos humanos sobre este recurso, pues esta área ha tenido una asimilación socioeconómica fuerte.

El sector Bahía de Cabaña-Santa Cruz del Norte, con 6 causas de afectaciones identificadas, está ubicado en un área de fuerte asimilación socioeconómica, con desarrollo industrial, actividad portuaria, vertimiento de residuales y tala. Como consecuencia de estas acciones, el bosque de manglar ha tenido una fuerte presión que se evidencia en su disminución, y se localiza de manera general, en una franja estrecha. En este sector se incluye la Ciudad de La Habana, donde los bosques de manglares han sido en gran medida eliminados (Guzmán *et al.*, capítulo 23).

Para el sector que comprende el tramo entre Cayo Guillermo-Bahía de Nuevitas, aunque se han identificado sólo 6 causas de afectaciones, se debe tener en cuenta la intensidad y sinergia de estas acciones; el efecto sobre el manglar de los pedraplenes construidos en las bahías de Los Perros y de Jigüey, que ha ocasionado un aumento de la salinidad y la muerte por partes de los manglares cercanos, a lo que se suma el cierre del canal en Turiguanó que vertía en la bahía de Los Perros, refrescándola, y la construcción de viales sobre el manglar en los territorios insulares.

La construcción de viales y rellenos para la construcción de infraestructura turística en Cayo Coco han afectado al ecosistema de manglar, en el primer caso, han encerrado porciones de bosque que en su mayoría han muerto debido al aumento de la salinidad y la putrefacción de la materia orgánica. A esto se une el uso histórico que se le ha dado a las especies arbóreas de mangles en la fabricación de carbón vegetal, acción que tuvo su mayor auge en la década de los años 40 del pasado siglo.

A partir de 1988, se realizaron varias obras en la costa norte de Ciego de Ávila, algunas con el objetivo de desalinizar la Laguna de la Leche y otras encaminadas a disminuir el aporte superficial de la cuenca. Entre las obras de mayor envergadura se cuentan, el cierre del Canal de Chicola, el dique de cinturón de alrededor de 21 km de largo en el Estero de Socorro y el cierre del Canal de la Pesquera, entre otras, alterando la llegada del agua dulce que fluye por los ríos hacia el mar, en este caso a la bahía de Los Perros.

La construcción del viaducto Turiguanó-Cayo Coco como vial de acceso a la cayería norte de la provincia de Ciego de Ávila (pedraplén) en los años 80, conllevó una considerable variación del sistema de circulación natural de las aguas de la bahía de Los Perros, y debido sobre todo a la ineficiente cantidad de puentes y/o alcantarillas ejecutadas en las zonas de mayor desarrollo de la vegetación costera sufrió un grave impacto, lo cual se puede observar todavía en los manglares aledaños al vial, resultados semejantes fueron reportados por Snedaker y Getter (1985). Posteriormente se tomaron medidas para la reanimación de la bahía de Los Perros, como la construcción de varios puentes y alcantarillas ubicados en la zona baja-fangosa al sur de cayo Coco, y se observó una recuperación de los elementos que componen el ecosistema, entre estos, el crecimiento del mangle prieto (*Avicennia germinans*) en ambos lados del viaducto.

En el caso de las afectaciones a los manglares por construcción de viales, se destacan los construidos en cayo Sabinal, en la laguna situada al norte del cayo por varias partes, y el que va

desde ensenada Honda, hasta Punta Carabelas al oeste. Este último atraviesa un manglar bajo, temporal y estacionalmente inundado, conformado por la especie *R. mangle* y fue construido sin obras de fábricas que permitan el intercambio de agua, y ha provocado la muerte de este manglar, el cual constituía una importante franja protectora de la duna situada al norte de Punta Carabelas, lo que aumentó la vulnerabilidad de este sitio. La actividad industrial en Nuevitas y las infraestructuras con fines turísticos, incluyendo viales que se han construido en algunos cayos como Coco y Guillermo, han incidido también de forma negativa sobre el ecosistema de manglar.

En diversos sitios del territorio cubano se observa la fuerte reducción de la franja de bosque de mangles utilizados para la ganadería, la caña de azúcar y la actividad agrícola en general, lo que ha restringido los manglares a límites muy estrechos. Esta reducción limita la acción protectora del bosque de mangles, por lo que se revierte negativamente sobre las poblaciones y la actividad socioeconómica de los territorios afectados. Detrás de la actual franja de mangles se aprecia la regeneración natural de las especies arbóreas como mangle prieto (*A. germinans*), tratando de recuperar parte de su antiguo territorio. En la zona de Caguanes, se observó una evidente disminución de la talla y altura del bosque de mangles, hoy es de 7 a 8 m, pero aun se localizan árboles relictivos de *A. germinans*, algunos vivos, otros derribados y muertos, con alturas mayores de 15 m y grandes diámetros que documentan su gran porte, además de un avance del mar con detrimento de la franja de mangle.

Es importante señalar que, dada la diversidad de condiciones ecológicas de los sitios donde se desarrollan los bosques de mangles, una misma acción puede tener diferentes respuestas y, por tanto, diferentes consecuencias.

Determinación del grado de modificación ecológica en el ecosistema de manglar

Los cambios o modificaciones causados al ecosistema de manglar por las diferentes actividades socioeconómicas vinculadas a los sectores anteriormente identificados, fueron la base para poder realizar los cálculos relativos al índice de modificación y a su vez para la determinación del grado de modificación para cada uno de estos sectores.

Se pudieron determinar tres grados de modificación ecológica (Fig. 2), los cuales son:

- Sectores *muy modificados*, en los cuales el índice de modificación es superior a 2,58 y entre los cuales se encuentran los sectores II, VI, XI y XVI
- Sectores *medianamente modificados*, en aquellos cuyos índices de modificación están entre 2,57 y 2,04, y se corresponden los sectores III, V, VII, VIII, XIII y XX.
- Sectores *poco modificados*, con valores inferiores a 2,03 del índice de modificación, entre los que se encuentran los sectores I, IV, IX, X, XII, XIV, XV, XVIII y XIX.

Sectores muy modificados resultaron aquellos en los que se identificaron un mayor número de causas de afectación, y que fueron analizados anteriormente.

De manera general, se puede plantear que las principales actividades con influencia en los ecosistemas de manglar que constituyen problemática ambiental son: cultivo de arroz, actividad industrial azucarera y cultivo de caña de azúcar, la ganadería, pesca, actividad forestal, actividades encaminadas a la extracción de minerales y combustible construcción de viales, represamientos de los ríos, cierres de canales naturales, construcción de canales, y más recientemente la actividad turística.

Evaluación de la sensibilidad ecológica de los manglares

Para la evaluación de la sensibilidad ecológica de las áreas ocupadas por manglares se revisó la bibliográfica disponible, entre ésta los resultados finales de proyectos realizados por el Instituto de Meteorología (Vega *et al.*, 1990, Moreno *et al.*, 1998 y Mitrani *et. al.*, 2000) y las experiencias obtenidas en el trabajo de campo. Los grados de sensibilidad ecológica están referidos a los 20 sectores costeros identificados.

El ecosistema de manglar por definición, se considera en el mundo como áreas ecológicas sensibles, por tanto, altamente vulnerable a los cambios tanto de origen antrópico como natural, estos cambios se manifiestan en función de las particularidades de las condiciones físico-geográficas en cada una de las regiones del país de diferentes maneras y con diferentes intensidades. Las particularidades de estas condiciones físico-geográficas fueron de gran relevancia para la evaluación de la sensibilidad ecológica de los manglares en el Archipiélago Cubano, a partir de los 20 sectores ya identificados con anterioridad, estos sectores costeros han recibido la influencia de eventos meteorológicos significativos como organismos tropicales (huracanes, tormentas, depresiones, ondas tropicales) y continentales (sistemas frontales, bajas extra tropicales) los cuales provocan las mayores alteraciones del nivel del mar en zonas costeras (Vega *et al.*, 1990) y la profundidad y ancho de la plataforma los que favorecen la sobre elevación aperiódica del nivel del mar. Por otra parte, se evidenciaron valores elevados de diversidad y endemismo de los elementos bióticos, en los sectores costeros o en la cercanía de dichos sectores. Estos elementos permitieron diferenciar 4 grados de sensibilidad para estas áreas (Tabla 3).

Muy alto: Se atribuye a los sectores en los cuales es muy alta la presencia de valores en el endemismo tanto florístico como faunístico, coincidiendo con las áreas más vulnerables en cuanto a exposición de inundaciones por penetraciones del mar.

Alto: Las áreas caracterizadas por un alto endemismo florístico y un endemismo a nivel de aves y mamíferos de alto a medio. La vulnerabilidad ante los fenómenos de ascenso del nivel del mar es alta.

Medio: El endemismo florístico y faunístico es moderado, así como la influencia de los ascensos del nivel del mar.

Bajo: Coinciden con zonas cuyos valores en cuanto a endemismo de la flora y la fauna no son significativos y a la vez el peligro de afectación por los fenómenos asociados al ascenso del nivel del mar es bajo.

Los resultados indican que los sectores costeros donde se localizan los ecosistemas de manglar en Cuba presentan grados de sensibilidad ecológica fundamentalmente altos (50 %) y medios (25 %). Los sectores de manglares con bajo grado de sensibilidad ecológica representaron 20 %, y un sector se identificó con un grado muy alto de sensibilidad ecológica. Es importante señalar que aunque existen sectores que se clasifican con valores medios y bajos de los grados de sensibilidad ecológica no significa que dejen de cumplir sus importantes funciones ambientales, por tanto cualquier acción que se realice en los mismos debe ser compatible con este ecosistema, es decir que no afecte su capacidad funcional.

Consideraciones generales

Se identificaron 20 sectores correspondientes a las áreas ocupadas por manglares en el Archipiélago Cubano. En estos sectores o tramos, las áreas de manglares poseen una

Tabla 3. Grado de sensibilidad ecológica de los diferentes sectores donde se desarrollan los bosques de mangles en el Archipiélago Cubano

No.	Sectores	Grado de sensibilidad ecológica
I	Cabo de San Antonio-Bahía de Cabañas	Alto
II	Bahía de Cabañas-Santa Cruz del Norte	Medio
III	Bahía de Cárdenas-Isabela de Sagua	Alto
IV	Isabela de Sagua-Cañarión	Medio
V	Cayo Blanco-Cayo Guillermo	Alto
VI	Cayo Guillermo-Bahía de Nuevitas	Alto
VII	Tanguanó-Playa El Jigüey	Alto
VIII	Playa El Jigüey-Bahía Nuevitas	Bajo
IX	Bahía Manatí-Bahía Chaparra	Bajo
X	Bahía de Nipe-Moa	Medio
XI	Cabo Cruz-Ensenada de Biramas	Alto
XII	Ensenada de Biramas-Santa Cruz del Sur	Medio
XIII	Santa Cruz del Sur-Casilda	Medio
XIV	Bahía de Cienfuegos	Bajo
XV	Ciénaga de Zapata	Alto
XVI	Ensenada de Vizcaya-Playa Majana	Muy Alto
XVII	Playa Majana-Cabo Francés	Alto
XVIII	Los Canamcos	Alto
XIX	Jardines de la Reina	Alto
XX	Bahía de Guantánamo	Bajo

homogeneidad en cuanto a condiciones naturales, lo que condiciona determinadas respuestas a las acciones que se han llevado a cabo en cada uno de estos sectores.

De los sectores identificados, los que mayor causas de afectaciones poseen, fueron 5: sector XVI Ensenada de Vizcaya-Playa Majana, sector XI Cabo Cruz-Ensenada de Birama, sector II Bahía de Cabaña-Santa Cruz del Norte y sector VI cayo Guillermo-Bahía de Nuevitas. En estos 5 sectores es donde más modificados se encuentran los bosques de mangles. En 10 de los sectores se obtuvo que las modificaciones son bajas.

Los impactos más importantes identificados son: Contaminación, provocada por los vertimientos de residuales químicos provenientes de la actividad agrícola, ganadera y de los asentamientos humanos; disminución del aporte de nutrientes al ecosistema de manglar producto del represamiento de ríos y canales; interrupción de la circulación del agua y muerte del manglar ocasionada por la construcción de pedraplenes y obras hidrotécnicas, degradación, pérdida de hábitat y recursos, disminución de la superficie boscosa, incremento de la abrasión costera, cambios en la composición y estructura del manglar, y alteración de la línea de costa.

Los grados de sensibilidad ecológica determinados para las áreas de manglar indican que en 50 % de los sectores el grado de sensibilidad es alto y en 25 % es medio, lo que reafirma la importancia de estos ecosistemas y la necesidad de gestionarlos con criterios de sostenibilidad ecológica.

Abstract. *The mangroves of the Cuban archipelago are considered as highly sensitive and vulnerable ecosystems in relation ship of human and natural changes, in spite of their ecological functions. Mangroves of the Cuban archipelago show diverse ways and with different intensities in answer to the stocks to that they are subjected according the particularities of the physical-geographical conditions of each region. 20 regions are defined*

for the space analysis of the phenomena and it stops evaluation of the main action and a group of 11 basic stocks is identified those that this subjected one the swamp ecosystem in the Cuban Archipelago.

Referencias

- ACC-ICGC (1989): *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*. Gráficas Alber, España.
- Cintrón, G. y D. J. Pool (1976): Efectos de la deposición de arena e inundación en un manglar en Puerto Rico. Tercer Simposio Latinoamericano de Oceanología Biológica, San Salvador.
- Cintrón, G.; A. E. Lugo; D. J. Pool & G. Morris (1978): Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10: 110-121.
- Godo, P. P. y M. Pino (2006): Sociedades aborígenes de Cuba: sistemas de asentamiento y economía del manglar. En *Ecosistema de Manglar en el archipiélago cubano* (L. Menéndez y J. M. Guzmán, eds.), Editorial Academia, La Habana.
- ICH (1993): *Atlas Oceanográfico de las Aguas de los Archipiélagos Sabana y Camagüey*. ICH, La Habana, 265 pp.
- Lugo, A. E. y S. C. Snedaker (1974): The ecology of mangroves. *Annual Review Ecology Systematics*, 5: 39-64.
- Lugo, A. E.; G. Cintron y C. Goenaga (1980): El Ecosistema de Manglar bajo Tensión. En *Memorias del Seminario sobre Estudio Científico e Impacto Humano en Ecosistemas de Manglar*. UNESCO, p. 261-285.
- Menéndez, L.; J. M. Guzmán; R. T. Capote; L. F. Rodríguez y A. V. González (2003): Situación ambiental de los Manglares del Archipiélago Cubano. Casos de estudios: Archipiélago Sabana-Camagüey, franja sur de la Habana y Costa Norte de Ciudad Habana. En *Memorias IV Convención Internacional sobre medio ambiente y desarrollo*, 2 al 6 de junio, La Habana, pp. 435-451.
- Mitrani, I.; R. Pérez Parrado; O. F. García; I. Salas y Y. Juantorena (2000): *Las penetraciones del mar en las costas de Cuba, las zonas más expuestas y su sensibilidad al cambio climático*. INSMET, CITMA, La Habana.
- Moreno A.; I. Salas; R. Pérez Parrado; O. García e I. Mitrani (1998): *Desarrollo de las técnicas de predicción y las inundaciones costeras, prevención y reducción de su acción destructiva*. Informe Técnico, PNUD, Defensa Civil, Provincia de La Habana, Editora del Instituto de Planificación Física, 200 pp.
- Odum, H. T. y R. E. Johannes (1975): The response of mangroves to man-induced environmental stress En *Tropical Marine Pollution* (E. J. Ferguson y R. E. Johannes, eds.), Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, pp. 52-62.
- Patterson Zucca, C. (1978): «The effect of road construction on a mangrove ecosystem» [inédito], MSc. thesis, University of Puerto Rico at Río Piedras, 77 pp. Citado por Lugo, A. E.; G. Cintron y C. Goenaga (1980).
- Snedaker, S. C. y C. D. Getter (1985): *Pautas para el Manejo de los Recursos Costeros*. Research Planning Institute, Inc., Columbia, SC., USA, 286pp.
- Vega R.; E. Sardiñas; M. E. Nieves y A. Centella (1990): «Análisis estadístico-climatológico del régimen de la velocidad máxima del viento en Cuba» [inédito], Informe Final de Proyecto Científico, INSMET, CITMA, 60 pp.

Flora asociada a manglares y sus ecotonos

Ramona Oviedo, Leda Menéndez y José Manuel Guzmán

Introducción

Para cualquier país tropical con costas, el ecosistema de manglar debe ser objetivo de atención prioritaria, dada su función primordial, al actuar como filtro biológico entre diferentes acontecimientos que transitan entre el mar y la tierra. Su importancia como barrera natural entre los límites marinos y terrestres está suficientemente respaldada por su composición biológica, su papel ecológico y sus contribuciones socioeconómicas.

Por la connotación de los manglares en Cuba merece que se enriquezca y profundice el conocimiento botánico-ecológico de sus componentes, según las diferentes variantes de manglares reconocidas en el archipiélago cubano, por diversos autores. En este estudio se presentan y discuten los principales resultados de un inventario de la flora asociada a manglares y sus ecotonos en Cuba, a su vez se comentan elementos relacionados con su presencia y función en estos ecosistemas.

Flora asociada a los manglares cubanos

Este trabajo se desarrolló a partir de numerosas colectas y observaciones de campo en diversas zonas de ecosistemas de manglares y sus ecotonos en diferentes localidades del archipiélago cubano, por más de 20 años. La identidad de las especies fue validada a través de consultas en el Herbario del Instituto de Ecología y Sistemática (HAC). En todos los casos se consultó la obra *Flora de Cuba* (León, 1946; León y Alain, 1951, 1953, 1957 y Alain, 1964) y un suplemento (Alain, 1974). También se revisaron otras floras como la de Lioger (1996) y literatura especializada: Leiva (1992, 1999), Moya & Leiva (2000) y Catasús (1997), entre otros autores que se citan en las referencias; para obtener las combinaciones nomenclaturales actualizadas de los *taxa* y su distribución en los casos que así lo han requerido. Para los nombres vulgares se sumó lo referido por Roig (1988) y Verdecía (2005), comunicación personal.

El inventario de especies botánicas asociadas al manglar y sus ecotonos en el Archipiélago Cubano arrojó los resultados siguientes: se registraron 157 especies botánicas, pertenecientes a 100 géneros y 64 familias, de estas especies 36 son árboles, 20 arbustos, 44 hierbas, 17 lianas, 16 epifitas y 7 hemiparásitas. Se destaca que las especies herbáceas son las que tienen mayor representatividad, seguida de los elementos arbóreos, aunque los segundos aportan mayor endemismos.

En los *taxa* arbóreos resultan muy significativos y novedosos, los registros de un grupo de *Arecaceae* (palmas), fundamentalmente *Copernicias*, que en ecotopos particulares de

ecosistemas de manglares y sus ecotonos, de la costa sur de la región centro-oriental de la Isla, tienen un papel preponderante. Esto está en concordancia con lo que reafirman Moya & Leiva (2000), cuando patentizan el papel tan importante que juegan las palmas en el paisaje cubano, al que le imprimen su sello característico, así como a la fisonomía de la vegetación, y es muy raro encontrar una formación vegetal en la que al menos una especie de esta familia no esté presente. Sin embargo, en la literatura se asocian muy poco las palmas a ecosistemas de manglar y sus ecotonos, así como sus aportes en endemismos a estos ecotopos, algo que destaca Verdecia (2005), lo cual se confirma plenamente en este trabajo. A partir de estos elementos, se evidencia que los bosques de mangles en Cuba, si bien nunca compiten en riqueza y diversidad florística con otros tipos de bosques en el país, sí sustentan mayor diversidad vegetal que lo que se refleja por lo general, ya sea porque se le resta importancia o porque en realidad no está presente siempre tal diversidad, en todas las localidades.

En general, la flora asociada a manglares en el Archipiélago Cubano, tiene varios elementos comunes con sus semejantes de América Latina y el Caribe, así al compararlo con lo citado en Suman (1994), se constata que en cada hábito (árboles, arbustos, lianas, hierbas y epifitas), de la vegetación vinculada al manglar hay elementos comunes; por lo que en el estrato herbáceo es donde mayor cantidad de *taxa* se comparten. Los autores antes citados refieren que para el Caribe insular *Sporobolus virginicus* sustituye a *Espartina alterniflora*; en Cuba se considera que es *Distichlis spicata* (Gramma de costa), quien ocupa este ecótopo, y se presenta como la gramínea más extendida asociada a manglares y sus ecotonos: siempre con mayor representatividad en las zonas más bajas y con mayores grados de salinidad. Por lo que *Distichlis spicata* tiene un papel importante en la estabilidad y dinámica de las condiciones ecológicas del ecosistema de manglares y su entorno, en esos hábitats. Aunque en Cuba crece *Spartina patens*, se distribuye puntualmente en zonas arenosas del litoral de la Isla y de algunos cayos, asociado a dunas y casuísticamente en ecotonos de manglar, aunque en ocasiones comparte el hábitat con *Distichlis spicata*, nunca alcanza la frecuencia, extensión y densidad de individuos de ésta.

La diversidad de condiciones ecológicas en la que se desarrollan los manglares cubanos, como las diferencias fisonómicas y las interacciones con otros ecosistemas importantes; son los responsables de que puedan asociarse otras especies a comunidades de los ecosistemas de manglares y sus ecotonos.

A la vegetación de manglar en Cuba, además de sus representantes arbóreos típicos se le pueden sumar indistintamente como especies arbóreas: *Thespesia populnea*, (majagua de la florida), *Talipariti tilaceun* var. *pernambuncense* (majagua), *Bontia daphnoides*, (aceituna americana), *Bravaisia tubiflora* y *Haematoxylon campechianum* (palo de campeche), entre otras. *Bontia daphnoides* se observa poco, sólo en el occidente del país y menos frecuente aún resulta la presencia de *Bravaisia tubiflora*, que si bien en Cuba sólo se ha reportado para algunas localidades de manglares de Pinar del Río y Matanzas, en la actualidad muy pocos botánicos la han observado, a pesar del incremento de estudios en áreas costeras en los últimos 30 años. No obstante, hay que seguir considerándolo un elemento florístico raro, pero característico de manglares en Cuba, que a la vez marca una relación florística significativa, con sus semejantes en México.

Entre los arbustos se pueden citar: *Pavonia spicata* (majagüilla), *Baccharis halimifolia* (tres marías), entre otros; en diferentes localidades. Las plantas herbáceas están presentes en los manglares generalmente con poblaciones de: *Batis maritima* (hierva de vidrio o perejil de costa), *Acrostichum aureum* (cola de alacrán), *Distichlis spicata* (gramma de costa), *Heliotropium curassavicum* (alacrancillo de playa), *Salicornia* spp (hierba de vidrio) y *Suaeda linearis* (sosa), con presencia más notable en zonas de alta salinidad. En tanto en áreas de menor influencia

salina se localizan mayormente: *Acrostichum danaeifolium*, *Iva cheirantifolia* (artemisa de playa), *Spilanthes ureas* y *Spilanthes limonita*.

Las lianas son notorias en algunas zonas de manglares, se destacan como arbustivas: *Dalbergia ecastophyllum*, (bejuco péndola o bejuco Baracoa) y *Dalbergia browni* (bejuco de serná) y no arbustivas: *Rhabdadenia biflora* (clavelito de manglar), *Sarcostemma clausum* (bejuco revienta chivos), *Marsdenia clausa* (curmagüey blanco), *Ipomoea tuba* (flor de Y) y *Cissus verticillata* (bejuco ubí), fundamentalmente. Las epífitas están poco representadas en especies e individuos, se exceptúan algunas zona puntuales de la Ciénaga de Zapata, Guanahacabibes, Archipiélago Sabana-Camagüey, donde se destacan: *Tillandsia fasciculata*, *T. valenzuelana*, *T. flexuosa* y *T. recurvata*, (curujeyes); así como algunas orquídeas de los géneros *Encyclia*, *Broughtonia* y *Tolumnea*, como las de mayor incidencia. Éstas, se presentan con baja frecuencia y número de individuos en manglares mixtos; casuísticamente en manglares monoespecíficos, excepto en los bosques de *Conocarpus erectus* (yana), donde se registra la mayor riqueza y diversidad de *taxa* epífitas, en general.

Para las hemiparásitas (injertos o palo caballero), de las familias Loranthaceae y Viscaceae; también los manglares monoespecíficos o de franja de *Conocarpus erectus*, conocidos como yanales, resultan hábitats preferencial en este ecosistema; así lo reconocen Ventosa & Oviedo (2002), para esta variante del manglar en humedales cubanos.

El mosaico característico del suelo, clima, relieve, grado de salinización y otros elementos naturales y antrópicos presentes en diferentes localidades del ecosistema de manglar en Cuba; se relacionan directamente con la riqueza y diversidad vegetal, que puede vivir asociada a los manglares cubanos. Las principales formaciones vegetales que en determinada región tienen especies asociadas a manglares y sus ecotonos son:

Grupo I. Bosques de ciénaga, bosque semideciduo, bosque con humedad fluctuante, bosque semideciduo esclerófilo subcostero, bosque semideciduo micrófilo y bosque siempreverde micrófilo; con sus posibles variantes.

Grupo II. Matorrales de ciénaga, herbazal de ciénaga; con sus variantes.

Grupo III. Sabanas sl.

Grupo IV. Vegetación acuática (dulce, salada y/o salobre), en lagunas, canales, desembocadura de ríos, etcétera.

Entre otros aspectos la vegetación asociada a manglares y sus ecotonos, con su flórula particular en la interacción de ambos ecosistemas resulta importante porque:

- Aporta integralmente a la riqueza, diversidad y funcionamiento más exitoso de la biota del área.
- Alivia acciones de impactos determinados que desde la tierra pueden llegar al manglar, a la vez que recíprocamente el manglar protege esa vegetación de acciones del mar a la tierra; juntas fortalecen la existencia y conservación de la biota de los ecosistemas costeros.
- Suma diversidad de paisaje, rompiendo la monotonía del manglar. Favorece grandemente el aumento del valor biológico, económico y social de cada región natural donde estén presente.
- La fauna asociada, se mueve privilegiada en amplitud de hábitat, de posibilidades de nichos, de alimentación más diversificada; a la par que se siente más protegida ante acciones depredadoras.

Como zonas de mayor importancia para la diversidad y conservación de la flórula asociada a ecosistemas de manglares y sus ecotonos en el Archipiélago Cubano, se destacan:

- I. Ciénaga occidental de Zapata-Majana, Matanzas-Habana.
- II. Ciénaga de Birama, Granma.
- III. Ciénaga de Lanier, Isla de la Juventud, más Archipiélago de los Canarreos.
- IV. Costa norte Bahía Honda-Guanahacabibes (con especial énfasis en el área de Toscano y los Pretiles), Pinar del Río.
- V. Costa norte desde Varadero-Villa Clara-Ciego de Ávila-Camagüey, sumando Archipiélago Jardines del Rey.
- VI. Casilda-Sur de Ciego de Ávila, Camagüey, Las Tunas y Granma, más Archipiélago Jardines de La Reina.
- VII. Bahía de Nipe-Moa-Baracoa en Holguín-Guantánamo.
- VIII. Majana-Costa sur de Pinar del Río.

Lamentablemente, algunas de estas regiones han sufrido diferentes impactos (naturales y/o antrópicos) continuados en el tiempo, que han propiciado que tanto la composición florística, como la estructura de la vegetación de estas formaciones asociadas a manglares y sus ecotonos en algunos puntos estén muy deterioradas. El desarrollo socioeconómico, la fragmentación de hábitat, la tala, la invasión de especies exóticas y/o nativas con capacidades agresivas, entre otros; son elementos fuertes a considerar en las afectaciones a estos ecosistemas.

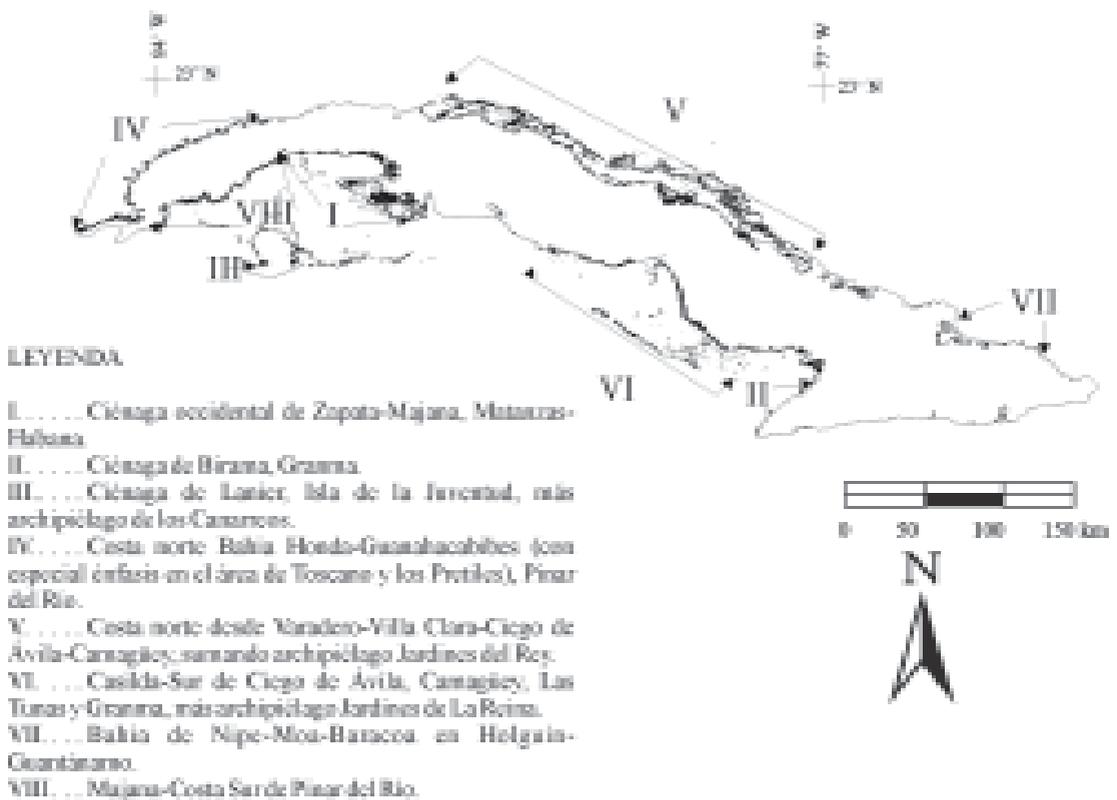


Fig. 1. Mapa de ubicación de las principales afectaciones al ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano.

Esto convoca a una reflexión sobre la consideración del manglar como una formación vegetal pobre desde el punto de vista florístico, que sólo cuenta con un mínimo de especies botánicas, tolerantes a determinados grados de salinidad, sin considerar los numerosos *taxa*, que sin ejercer

una competencia fuerte, sí aceptan vivir y compartir en las diferentes variantes del ecosistema de manglar, las tensiones, funciones y aportes de éste. Sobrepasando las expectativas de lo que cita Jiménez (1994), la flora asociada a manglares en el Archipiélago Cubano está integrada por una mezcla de elementos arbóreos, arbustivo, lianas, hierbas, epifitas y hemiparásitas, de diferentes familias, poco relacionadas entre sí desde el punto de vista taxonómico, pero muy vinculadas desde el punto de vista ecológico, así como con la riqueza y diversidad vegetal que ostenta el territorio cubano.

A nivel de especies hay algunos casos de endémicos raros, que en áreas puntuales llegan a relacionarse muy de cerca con variantes del ecosistema de manglar o de sus ecotonos, como casos significativos se destacan: *Ximenia roigii* (almendro de costa), endémico de las provincias orientales; *Thespesia cubensis* (majagua negra de Cuba), endémico poco frecuente en los suelos de drenaje insuficiente, que aunque la literatura la refiere en toda Cuba, realmente su presencia es muy local y restringida; *Crescentia mirabilis* (güirita), especie endémica de la costa norte y cayos de Ciego de Ávila, Camagüey y Oriente, que cuentan con pocas poblaciones, creciendo en suelos inundables, cársicos o no; *Exostema salicifolium* sólo localizada en la actualidad de forma puntual en el ecotono del manglar, de Cayo Alfiler (finca Toscano), en el Morrillo, Bahía Honda, Pinar del Río; aunque originalmente se reportó por Alain (1963), como endémica de maniguas costeras de la Habana y Pinar del Río y el más connotado de estos ejemplos *Phyllacanthus grisebachianus* (Jía sin hojas), género endémico, monotípico, conocido de una única localidad asociada a manglares en la finca Toscano (antes referida), hoy referido como posible extinto.

En tal contexto resultan también significativo los casos de: *Gundlachia corymbosa*, especie antillana que en Cuba, sólo se reportó para manglares en la costa norte de Pinar del Río por Ekman (1923), en Arroyo Blanco (al parecer hoy punta Río Blanco); sin embargo, hasta ahora, no se ha tenido noticias de ella y *Pterocarpus officinalis* (draque), reportado por Alain (1974), en el Suplemento para Baracoa, Oriente, sobre la base de sus colectas con Acuña en 1960, que lo ubican en un manglar en mata y en el camino al Yunque. En Cuba la presencia de esta especie mayormente había sido referenciada como introducida, en jardines botánicos y otras áreas como ornamental. Por primera vez, se verifica aquí que forma parte de la flora asociada al ecosistema de manglar, sus ecotonos y otros ecosistemas inundables, en la desembocadura de algunos ríos próximos a las costas, en la región nororiental de Cuba, de manera natural. Alain (1988) lo cita para Puerto Rico, como ocasional en bosques de ciénaga costeros, además de ratificarlo como especie de las Antillas, América central y el norte de Suramérica, así como Liogier (1985), lo registra para La Española, en pantanos costeros y lo considera como poco frecuente.

Otros casos de especies que pueden asociarse a variantes del ecosistema de manglar y sus ecotonos son: *Bumelia americana* (cocuyo), *Sabal maritima* (palma cana), *Roystonea regia* (palma real), *Ficus citrifolia* (jagüey), *Erythroxylum confusum* (arabo colorado), *Picrodendron macrocarpum* (yanilla), *Hippomane mancinella* (manzanillo), entre otras.

Resulta novedoso que en los límites del manglar y los ecotonos a las siguientes formaciones vegetales, a veces viven especies de cactaceae como: *Opuntia stricta* var. *dillenii* (tuna brava), *Harrisia eriophora* (jirira), *Pilosocereus* spp (cactus columnaris), *Selenicereus grandiflorus* (pitahaya) y *Pereskia zinniiflora* (abrojo, bella Hortensia): según las características ecológicas de algunas áreas. Curiosamente en ocasiones estos individuos no presentan un aspecto saludable, y se muestran amarillentos, aunque sí cumplen su ciclo vital de manera satisfactoria. Entre arbustos y lianas asociados a entonos de manglares pueden aparecer también: *Cryptostegia grandiflora* (estrella del norte), *Turbina corymbosa* (aguinaldo blanco), *Ipomoea* spp (aguinaldos), *Cynanchum epheroides*.

La representación herbácea de especies asociadas al manglar, sus variantes y ecotonos son numerosas pero, por lo general, se presentan individuos aislados o poblaciones reducidas, repartidas a discreción en la mayoría de las localidades de este hábitat. Sin embargo, se destacan entre las más frecuentes, abundantes y de mayor tendencia a formar poblaciones puras y densas a: *Distichlis spicata* (grama de costa), *Batis maritima* (perejil de costa, hierba de vidrio), *Iva cheirantifolia* (artemisa de playa), y *Acrostichum aureum* (cola de alacrán). En tanto como raras y con pocas poblaciones se ejemplifican: *Spilanthus limonica*, *Eragrostis salzmanii* (puntero) y *Spartina patens*.

La vegetación de manglar en Cuba, siempre ha sido considerada como no apropiada para endemismos, sin embargo, se confirma que en las diversas variantes de este complejo ecosistema y sus ecotonos, se pueden asociar a los bosques de mangle al menos 24 endémicos (anexo 1). Lo que resulta un discreto pero no despreciable aporte de este ecosistema a las singularidades de las riquezas de la flora cubana. Además, la mayoría de estos endémicos son de distribución restringida, microlocalizados, con poblaciones pequeñas y no siempre en buen estado de conservación, tanto su hábitat (fragmentación, cambios en la calidad del hábitat a partir de impactos naturales o antrópicos, que inciden en su deterioro etc.), como los individuos de cada especie y la comunidad a la cual se asocian.

En este contexto, esta formación vegetal cuenta con especies vulnerables o determinado grado de amenaza que deberán ser valoradas en detalle en Talleres para la Conservación, Análisis y Manejo Planificado de plantas silvestres cubanas; no obstante, la situación más crítica resulta la de dos especies endémicas de la finca Toscano, hoy cayo Alfiler en el Morrillo, Bahía Honda, Pinar de Río, que reportadas para estos ecotopos; en esta localidad no han podido ser localizadas por botánicos contemporáneos, a pesar de ingentes esfuerzos de búsqueda y se presume su extinción, teniendo en cuenta que son *taxas* de características botánicas singulares con requerimientos ecológicos muy específicos y el alto grado de deterioro que presenta el hábitat. Las especies de referencia son: *Phyllacanthus grisebachianus* (Jía sin hojas): género endémico y monotípico, que no se colecta desde 1923 y *Maytenus lineata* (nasareno), endemismo que no se colecta desde 1951.

Los impactos históricos y actuales que ha tenido el ecosistema de manglar y la diversidad en sus variantes ecológicas en manglares cubanos, han sido capaz de facilitar la implantación de algunas especies exóticas que de cierta manera se han establecido en este hábitat con beneplácito, comportándose como especies invasoras: tal es el caso de *Bontia daphnoides* (aceituna americana), que vive en manglares del occidente del país, después de escaparse de cultivo como planta ornamental, a pesar de pertenecer a un género monotípico de la India. La *Casuarina equisetifolia* (casuarina o pino de Australia), especie australiana que ha sido observada en ocasiones, integrada a alguna variante del manglar, sin haber sido plantada allí y la *Terminalia catappa* (almendro de la India), que siendo originaria de los trópicos del Viejo Mundo, ha sido cultivada y se ha naturalizado en América; en Cuba es capaz de establecerse junto a manglares en zonas con diferentes niveles de degradación.

Otro caso: la Mora de la India, *Morinda citrifolia*, de la familia *Rubiaceae*, aunque en menor medida que los citados anteriormente, está presente en costas arenosas del Archipiélago Cubano, y llega al límite con el manglar, luego de recalar en estos por cualquier vía, o escaparse de cultivo, etc.; no obstante, esta especie tiene mucho interés, por la diversidad de usos que se le atribuyen a las diferentes partes de la planta. Este *taxon* llama la atención a muchos, en tanto que otros lo nombran como «árbol del queso», por la coloración y olor fétido que tienen sus frutos maduros; la especie es oriunda de la India, Malaya y Australia tropical. Actualmente, con el nombre de Noni está muy generalizado su uso con fines medicinales.

Durante colectas y observaciones de campo en áreas de manglares y zonas aledañas en la Ciénaga de Birama, en Manzanillo, Granma: resultó significativo la presencia de *Dyschoriste bayatensis* (polizón), especie autóctona; que se reporta en medios húmedos e inundables costeros o no de Matanzas, Camagüey y Oriente, además de la Española. Sin embargo, ante las diversas alteraciones que ha tenido el hábitat aquí, esta especie ha sido capaz de aumentar desmedidamente el número de individuos, y se ha comportado como invasora en ecotonos de sabanas inundables al manglar, en esta región.

Como resultado de lo antes expuesto, hay en el área grandes extensiones cubiertas totalmente por poblaciones densas, monoespecíficas de polizón que no permiten la subsistencia de otras especies de las características de ese ecosistema, ni apenas el tránsito a personas y animales. Esta situación se desarrolla en zonas bajas temporalmente inundadas, donde hubo bosque de ciénaga, bosque semideciduo y/o sabanas inundadas en algunas de sus variantes, así como el ecotono hasta el manglar; tal agresividad muestra este *taxon*, que aunque con altura de 50 cm o menos y baja densidad de individuos es capaz de penetrar en el manglar a través de los bordes de los canales que lo atraviesan. Sobre el comportamiento agresivo de esta especie, no se han encontrado registros hasta la fecha y debe ser en breve estudiado y monitoreado en detalle.

Las especies botánicas que se relacionan directamente con el ecosistema de manglar en Cuba son numerosas, están muy vinculadas con ese medio, por lo que aportan también sus atributos a ese ecosistema y sus variantes; a la vez que reciben de éste semejantes contribuciones. Lo que convoca a tenerlas en cuenta para cualquier valoración (estudio, monitoreo, manejo etc.), que sobre manglares se realice tanto en zonas puntuales como en el Archipiélago Cubano, en general.

Conclusiones

1. El ecosistema de manglar y sus ecotonos en Cuba sustentan una riqueza y diversidad florística de importancia, en correspondencia con la extensión y diversidad de hábitats que ocupan.
2. En el Archipiélago Cubano viven al menos, 16 especies de plantas endémicas, que se vinculan directamente con el ecosistema de manglar, elemento significativo y poco considerado.
3. El ecosistema de manglar en Cuba cuenta con especies nativas, que aún se conocen poco en la actualidad; tanto sus poblaciones como su estado de conservación. Varias son raras y clasifican en categorías de peligro de extinción.
4. Hay zonas de manglares y sus ecotonos en Cuba, que están recibiendo notables afectaciones por la implantación y desarrollo de especies invasoras, capaces de actuar con agresividad ante las fragmentaciones y otras transformaciones en la calidad del hábitat, entre otros impactos.
5. En la medida que las especies botánicas asociadas directa o indirectamente al ecosistema de manglar en Cuba, sean mejor evaluadas y consideradas, se enriquecerá el conocimiento del monto total que alcanza este grupo, su función biológica, ecológica y su aporte económico-social a este importante ecosistema.

Abstract. *In the presently work is analyzed the wealth and diversity of the flora associated to the swamps and its ecotonos in Cuba, in correspondence with the extension and diversity of habitats that occupy. In the Cuban Archipelago lives 16 endemic species of plants that are directly entail with the swamp ecosystem. This significant element is unfortunate*

generally little considered and native species that still are not very known at the present time; as much their populations as their conservation state. Several of them are rare and they classify in danger extinction categories.

Referencias

- Alain, Hno (1964): Flora de Cuba, vol. 5, *Public. Asoc. Est. Cienc. Biol.* 5: 1-362.
- Alain, Hno (1974): Flora de Cuba, *Suplemento. Inst. Cub. del Libro.* La Habana, 150 pp.
- Aquila N., L. Menéndez, N. Ricardo, R. García & A. Priegi (1994): *La estación ecológica de Majana: Su vegetación y Flora.* Fontqueria 39: 51-62.
- Capote R., N. Ricardo, D. Vilamajó, R. Oviedo y E. García (1987): Flora y vegetación de la zona costera entre Daiquirí y Verracos, Parque Baconao, Santiago de Cuba, *Act Bot. Cub.* no. 48, Academia de Ciencias de Cuba.
- Capote R. y R. Berzain (1984): Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba, *Rev. Jard. Bot. Nac.* vol. V, no. 2, 49 pp.
- Catasús L (1997): *Las Gramíneas (Poaceae) de Cuba.* I. Fontqueria, XLVI, Madrid, 259 pp.
- Chiappy C., P. Herrera, L. Iñiguez (1988): Aspectos botánicos y valores para la conservación de la naturaleza de la llanura costera del Norte de la provincia de la Tunas, Cuba, *Act Bot. Cub.* no. 61, Academia de Ciencias de Cuba.
- García R. A. Valdés, A. Priego; Guerra & P. Herrera (1993): Vegetación original y actual de un sector de las playas del Este en Ciudad de la Habana, Cuba, Fontqueria 36, Madrid, pp. 429-437.
- Gutiérrez J. (2002): *Flora de la República de Cuba.* Sapotaceae, Fascículo 6(4), Koeltz Scientific Books, pp. 1-59.
- Jiménez J. A. (1994): *Los Manglares del Pacífico Centroamericano.* Editorial Fundación UNA, 336 pp.
- Leiva A. (1992): *Flora de la República de Cuba.* Loranthaceae, Fontqueria 34, Madrid, 16 pp.
- Leiva A. (1999): *Las Palmas en Cuba.* Editorial Científico-Técnica, pp. 20-32.
- León Hno. y Alain Hno (1957) *Flora de Cuba.* vols. 4 Contri. Ocas. Mus. His. Nat. Col. La Salle, La Habana, no. 16, 556 pp.
- León, Hno (1946): *Flora de Cuba.* vol. 1. Contri. Ocas. Mus. His. Nat. Col. La Salle, La Habana, no. 8. 441 pp.
- León, Hno. y Alain Hno (1951): *Flora de Cuba.* vols. 2. Contri. Ocas. Mus. His. Nat. Col. La Salle, La Habana. no. 10, 456 pp.
- León, Hno. y Alain Hno (1953): *Flora de Cuba.* vols. 3. Contri. Ocas. Mus. His. Nat. Col. La Salle, La Habana, no. 13, 502 pp.
- Lioyer A. H. (1985): *La Flora de la Española.* III, Univ. Central del Este, vol. LVI, Serie científica 22, San Pedro de Macorís, R. D, pp. 264-265.
- Lioyer A. H. (1996): *La Flora de la Española.* VIII, Univ. Central del Este, vol. LXXII. Serie científica 29, San Pedro de Macorís, R. D, pp. 529-570.
- Menéndez L. y A. Priego (1994): Los manglares de Cuba, *Ecología.* en Suman 8.0 (1994), pp. 64-84.
- Menéndez L., D. Vilamajó y P. Herrera (1987): Flora y vegetación de la cayería al Norte de Matanzas, Cuba, *Act. Bot. Cub.* no. 39, Academia de Ciencias de Cuba.
- Menéndez L., J. Fernández, R. García, P. Herrera, R. Vandama, A. Cárdenas & L. Moreno (1995): Biodiversidad del área costera natural en la Península de Ancón (Cuba), Fontqueria, 42: 91-102.
- Moya C. & A. Leiva (2000): Lista taxonómica actualizada de las palmas de Cuba *Rev. Jard. Bot. Nac.* vol. XXI, no. 1: 3-7.
- Pérez E., J. Avila, N. Enríquez, P. Herrera, R. Oviedo y A. Cárdenas (1992): Flora y vegetación de la zona costera de los municipios sierra de Cubitas y Minas, Camagüey, Cuba, *Act. Bot. Cub.* no. 87, Academia de Ciencias de Cuba.
- Rankin R. (2003): Flora de la República de Cuba. Polygalaceae, Fascículo 7(1), Koeltz Scientific Books, pp.1-52.
- Roig, J.T. (1988): *Diccionario Botánico de Nombres Vulgares Cubanos.* Tomo 1 y 2, Editorial Científico-Técnica, La Habana, 1 142 pp.
- Suman, D.O (1994): *El Ecosistema de Manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: Su manejo y conservación.* Rosenstiel school of marine and atmospheric science. Universidad de Miami, Miami, Florida, & The Tinker Foundation New York, New York.
- Ventosa I. & R. Oviedo (2002): *Plantas parásitas en los humedales cubanos.* Moscosoa 13, República Dominicana, pp. 263-274.
- Vilamajó D., L. Menéndez (1987): Flora y vegetación del grupo insular Los Colorados, Cuba, *Act. Bot. Cub.* no. 38, Academia de Ciencias de Cuba.

Anexo 1. Especies endémicas que pueden crecer vinculadas al ecosistema de manglar en Cuba

Nombre científico	Nombre común
<i>Thespesia cubensis</i>	Majagua negra de Cuba
<i>Bacopa palustris</i>	Jicaro de costanera
<i>Albizia leonensis</i> susp. <i>jaitiqui</i>	Jaitiqui
<i>Pennisetum glaucum</i>	Alfalfa
<i>Crotonia cubensis</i>	Guirita
<i>Hieracium eriochloa</i>	Jifina
<i>Phanerogone retorta</i>	Jifina
<i>Eleocharis rostrata</i>	Almendra de costa
<i>Cyperus</i> spp	Yarey
<i>Spartina divaricata</i>	
<i>Eleocharis acicularis</i>	
<i>Mikytexis linearis</i> Wt.	Nasareno
<i>Phyllanthus grisebachianus</i> Hook. f. ex Hook	Jia sin hojas
<i>Broussaisia cubensis</i> (Lindl.) Cofan	Trompeta de Julia
<i>Broussaisia argentea</i> (Rohb. f.) Dressler	Cuarema
<i>Bacopa virgata</i> Britton subsp. <i>virgata</i>	
<i>Gnaphalium leucostachyum</i> Urb.	Guiraje espinoso, yema de huevo
<i>Cyperus giganteus</i> Ekman ex Burdet	Yarey, barrigón
<i>Cyperus rigidus</i> Britton et Wilson	Yarey, jata gustacuda
<i>Cyperus</i> <i>respiratorum</i> León	Yarey, jata de los marcielagos
<i>Cyperus</i> <i>Burmannii</i> (León) Mufiz et Borhidi	Yarey, palma jata
<i>Cyperus</i> <i>longus</i> Martius	Yarey, guano hondo
<i>Cyperus macroglus</i> H. Wendland ex Boocari	Jata de Guanabacoa

Especies endémicas asociadas al ecosistema de manglar y sus ecotonos en Cuba que al parecer están extintas:

Nombre científico	Nombre común
<i>Mikytexis linearis</i> Wt.	Nasareno
<i>Phyllanthus grisebachianus</i> Hook. f. ex Hook	Jia sin hojas

Anexo 2. Flora asociada al ecosistema de manglar y sus ecotomos en Cuba. *Árboles*.

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Thesperia rubra</i> (Britt. & Wilson) Howard	Majagua negra de Cuba	Malvaceae
<i>Thesperia populnea</i> (L.) Soland	Majagua de la Florida	Malvaceae
<i>Talipariti tilianum</i> (L.) Fryxell, var. <i>perambourianum</i> (Aubl.) Fryxell	Majagua	Malvaceae
<i>Boerhaavia diffusa</i> L.	Acuitara americana, cativo de manglar.	Myoporaceae
<i>Boerhaavia diffusa</i> Hemsl. ex Hook		Acanthaceae
<i>Bouea spinosa</i> (Nombrop) Jennings	licero espinoso, jucarillo	Combretaceae
<i>Bouea palustris</i> Barbud	licero de costanera	Combretaceae
<i>Bouea buxifera</i> L.	licero, jucero negro	Combretaceae
<i>Bouea americana</i> (Mill.) Steud	Cocuyo	Sapotaceae
<i>Alseodaphne bracteata</i> (Jacq.) Urb.	Guano de vaca	Anacardiaceae
<i>Alseodaphne acrifera</i> (L.) Krug & Urb	Guano de vaca	Anacardiaceae
<i>Schinus molle</i> Burret	Palma cara	Araceae
<i>Caesalpinhia venusta</i> L.	Brasil, brasileño negro	Caesalpiniaceae
<i>Pisonia strifolia</i> P. Mill.	Jagley	Menisaceae
<i>Rhynchospora monacensis</i> L.	Manzanillo, piripincha	Euphorbiaceae
<i>Psidium cubense</i> (A. Rich.) Britton	Yanillo	Rubiaceae
<i>Albizia juliflora</i> (Wt. ex Griseb) Bahr sup. Jaitiquí	Jaitiquí	Sapotaceae
<i>Reydhynchus confusus</i> Britt.	Arabe colorado	Erythroxylaceae
<i>Casuarina equisetifolia</i> Forst.	Casuarina, pino de Australia	Casuarinaceae
<i>Roystonea regia</i> (HBK.) O.F. Cook	Palma real	Araceae
<i>Amelanchier wrightii</i> Wendl	Guano prieto	Araceae
<i>Cyperus giganteus</i> Ekman ex Burret	Yarey, barrigón	Araceae
<i>Cyperus rigidus</i> Britton et Wilson	Yarey, jata guatimunda	Araceae
<i>Cyperus vaguetillimanii</i> Loeb	Yarey, jata de los murciélagos	Araceae
<i>Cyperus x burmitiana</i> (Loeb) Mutiz et Barbud	Yarey, palma jata	Araceae
<i>Cyperus hospita</i> Martius	Yarey, guano hediondo	Araceae
<i>Cyperus macrodon</i> H. Wendl et Beccari	Jata de Guarebacoa	Araceae
<i>Reynoldsia angustifolia</i> L.	Palo campoche	Caesalpiniaceae
<i>Abrus strifolia</i> L.	Mora de la India, árbol del queso, noni	Rubiaceae
<i>Panicum amabilis</i> DC.	Almajo	Cyperaceae
<i>Casuarina nitida</i> Ekm. ex Urb.	Guirón	Bignoniaceae
<i>Fraxinus officinalis</i> Jacq.	Draque	Fabaceae
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC	Mesquite	Mimosaceae

<i>Artemisa globosa</i> L.	Bagá	Anonaceae
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Pararrayo, Junco marino, Espinillo	Caesalpinaceae
<i>Gimelia koehneana</i> Urb.	Guiraje espinoso, yema de huevo	Lythraceae

Arbustos

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Dalbergia eucalyptifolia</i> (L.) Taub	Pendola, bejuco serna	Fabaceae
<i>Dalbergia brasiliensis</i> (Jacq.) Urb	Bejuco barzoza, Vilgamo Dico	Fabaceae
<i>Pereskia spicata</i> Cav	Majagüilla	Malvaceae
<i>Baccharis lucida</i> L. var. <i>angustior</i> DC.	Tres Marías, Bajaquillo	Asteraceae
<i>Cryptostegia grandiflora</i> (Roth.) R. Br.	Estrella del Norte	Asclepiadaceae
<i>Caesalpinia bonduca</i> (L.) Roth.	Mata gris, Gascaloto gris	Caesalpinaceae
<i>Harrisia argentea</i> (Poeiff.) Brit.	Jifra	Cactaceae
<i>Opuntia stricta</i> var. <i>oblonga</i> (Kun-Gand.) Haw	Tuna brava	Cactaceae
<i>Philoscytus millepaughii</i> (Britton) Dyles & G. D. Rowley.	Ijira	Cactaceae
<i>Philoscytus robinii</i> (Lam.) Byl. & Rosal	Ijira	Cactaceae
<i>Elaeagnus rostrata</i> León.	Almendra de costa	Oleaceae
<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	icaco	Chrysobalanaceae
<i>Myrica caribaea</i> L.	Amaján	Myricaceae
<i>Colobryne asiatica</i> (L.) Brongn		Rhamnaceae
<i>Bassella oleracea</i> HBK.	Zalamera	Sapotaceae
<i>Meyenura linearis</i> C. Par	Nocareno	Celastraceae
<i>Phyllanthus grisebachianus</i> Hook. f. ex Th. Ch.	Jia sin hojas	Rubiaceae
<i>Cordia pyramidalis</i> L.	Salvilla	Verbanaceae
<i>Excelsior schlegelii</i> Griseb.		Rubiaceae
<i>Badioua virgata</i> Britton subsp. <i>virgata</i>		Polygalaceae
<i>Baccharis orientalis</i> Alain var. <i>orientalis</i>		Asteraceae

Hierbas

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Abies australis</i> L.	Parajil de costa, hierba de vidrio	Hamamelidaceae
<i>Aceroidiastrum australe</i> L.	Coña de alvaria, palmito de río	Polypodiaceae
<i>Acmelidium acaule</i> (Lam.) L. & DC.	Cansarín	Polypodiaceae
<i>Aca abrotanifolia</i> HBK.	Artemisa de playa	Asteraceae
<i>Salicornia bigelovii</i> Torr.	Verba de vidrio	Chenopodiaceae
<i>Salicornia peruviana</i> A. Rich.	Verba de vidrio	Chenopodiaceae
<i>Suaeda frutescens</i> (L.) Moq.	Sosa	Chenopodiaceae
<i>Distichlis spicata</i> (L.) Quesq.	Grasa de costa	Poaceae
<i>Sphaeralcea acuta</i> Lam.		Asteraceae
<i>Sphaeralcea frutescens</i> Moench		Asteraceae
<i>Plinaria Australis</i> Lam.		Asteraceae
<i>Cyperus ligularis</i> L.	Cortadera	Cyperaceae
<i>Cyperus pteropodus</i> L. C. Rich.	Cortadera	Cyperaceae
<i>Frieseocystis spathulata</i> Roth.		Cyperaceae
<i>Frieseocystis spathulata</i> (L.) Vahl		Cyperaceae
<i>Sporobolus peruviana</i> (Lam.) Hitchc.	Pirilla	Poaceae
<i>Sporobolus virginicus</i> (L.) Kunth var. <i>horridus</i>		Poaceae
<i>Sclerurus chilensis</i> L.	Ajiain	Scleraceae
<i>Sclerurus frutescens</i> Benth.	Ajiain	Scleraceae
<i>Sclerurus abrotanifolius</i> Griseb.		Scleraceae
<i>Leptocarpus chilensis</i> Walt.		Scleraceae
<i>Leptocarpus frutescens</i> Griseb. var. <i>obtusiusculus</i> (Urb. & DC.) Hitchc.		Scleraceae
<i>Heliotropium chilense</i> L.	Alacranillo de playa	Boerhaaviaceae
<i>Trichocereus peruvianus</i> L.	Verdelaga de mar	Aizoaceae
<i>Suaeda australis</i> (Walt.) HBK.		Aizoaceae
<i>Suaeda peruviana</i> L.	Verdelaga de playa	Aizoaceae
<i>Eragrostis sulcata</i> Steud.	Pastoro	Poaceae
<i>Cladonia australis</i> Griseb.	Cortadera de dos filas	Cyprinaceae
<i>Suaeda australis</i> HBK.	Verdelaga de costa	Primulaceae
<i>Suaeda maritima</i> L.	Hierba de iguazu	Sarcobataceae
<i>Caricoma australis</i> (L.) Griseb.	Canaña del país	Geraniaceae
<i>Hibiscus australis</i> Rich.		Malvaceae
<i>Dynastocystis baylisiana</i> (Urb.) Urb.	Polison	Asaridaceae
<i>Typha domingensis</i> (Pers.) Kunth	Macío	Typhaceae
<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	Gramín, grama de mar	Poaceae

<i>Sporobolus peresii</i> (Ait.) Muhl		Poaceae
<i>Eriachne petraea</i> (Sw.) Spreng		Poaceae
<i>Gnaphalium corymbosum</i> (Urb.) Britt		Asteraceae
<i>Salweenia petrobrioides</i> Griseb		Asteraceae
<i>Ambrosia paniculata</i> Michx. var. <i>peruviana</i> (Willd.) D.E. Schulz	Artemisa	Asteraceae
<i>Hypochaeris brasiliensis</i> (Spreng) Lindl	Lengua de vaca	Acanthaceae
<i>Utricularia cf. ciliatoglossa</i> (A. Gray) Britton		Lentibulariaceae
<i>Utricularia</i> sp.		Lentibulariaceae
<i>Crinum oligatum</i> Urb.	Lirio	Amaryllidaceae
<i>Pancreotium prostratum</i> (Britt. & Wils.) Alain	Lirio	Amaryllidaceae

Lianas

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Rhacopilum biflorum</i> (Jacq.) Muell Arg	Clavelitos de manglar	Apocynaceae
<i>Sarcostemma ciliatum</i> (Jacq.) Room & Schult	Bejuco revienta chivos	Asclepiadaceae
<i>Aporosa ciliata</i> R.Br	Curumagüey blanco	Asclepiadaceae
<i>Cynanchum sulcatum</i> (Wt. ex Griseb.) Alain		Asclepiadaceae
<i>Cynanchum ephedroides</i> (Griseb) Alain		Asclepiadaceae
<i>Turbina corymbosa</i> (L.) Raf	Aguinaldo blanco	Convolvulaceae
<i>Ipomoea tuba</i> (Schlecht.) G. Don	Flor de Y	Convolvulaceae
<i>Ipomoea acuminata</i> (Vahl) R. & S	Aguinaldo morado	Convolvulaceae
<i>Ipomoea asarifolia</i> (Desr.) R. & S	Boniato de playa	Convolvulaceae
<i>Cactus verticillatus</i> (L.) Nicolson & C.E. Harris	Bejuco ubi	Vitaceae
<i>Cactus triflorus</i> (L.) L.	Bejuco ubi macho	Vitaceae
<i>Selenicereus grandiflorus</i> (L.) Britt & Rose	Pitahaya	Cactaceae
<i>Athanasia</i> spp	Guaco	Asteraceae
<i>Cassipoua biflora</i> L.	Bejuco de fideo	Lauraceae
<i>Vigna vexillata</i> (L.) A. Rich	Frijol marmalero	Fabaceae
<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth	Frijol cimarrón	Fabaceae
<i>Vigna marina</i> (Burn.) Merrill		Fabaceae

Epifitas

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Tillandsia fasciculata</i> Sw.	Curajey	Bromeliaceae
<i>Tillandsia ulbrichtiana</i> A. Rich	Curajey	Bromeliaceae
<i>Tillandsia recurvata</i> L.	Curajey	Bromeliaceae
<i>Tillandsia flexuosa</i> Sw.	Curajey	Bromeliaceae
<i>Tillandsia baibirina</i> Schult	Curajey	Bromeliaceae
<i>Tillandsia circinnata</i> Schlecht	Curajey	Bromeliaceae
<i>Tillandsia usneoides</i> L.	Guajaca, barba de indio	Bromeliaceae
<i>Tillandsia pruriens</i> Sw.	Curajey	Bromeliaceae
<i>Catopsis nutans</i> (Sw.) Griseb	Curajey	Bromeliaceae
<i>Erycilia ficata</i> (Lindley) Britton & Millspaugh	Flor de San Pedro	Orchidaceae
<i>Erycilia phoenicis</i> (Lindley) Schltr	Flor de San Pedro	Orchidaceae
<i>Erycilia abeata</i> Britton & Millspaugh	Flor de San Pedro	Orchidaceae
<i>Oncidium leonardianum</i> Lindley		Orchidaceae
<i>Broughtonia cubensis</i> (Lindl.) Cogn	Trompeta de Julia	Orchidaceae
<i>Broughtonia itaderu</i> (Lindl.) Cogn	San Pedro	Orchidaceae
<i>Broughtonia ortgiesiana</i> (Rehb. F.) Cogn	Cuarema	Orchidaceae

Hemiparásitas

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Dendroplitora flagelliformis</i> (Lam.) Krug & Urb	Injerto, Palo caballero	Viscaceae
<i>Dendroplitora muncivellae</i> (Wir.) Eichl	Injerto, Palo caballero	Viscaceae
<i>Dendroplitora serpyllifolia</i> (Griseb.) Krug & Urb.	Injerto, Palo caballero	Viscaceae
<i>Dendropenton cubensis</i> (Griseb.) Van Tiegh	Injerto, Palo caballero	Loranthaceae
<i>Dendropenton confertiflorus</i> (Drug & Urb.) Leiva & Arias	Injerto, Palo caballero	Loranthaceae
<i>Dendropenton silvae</i> Leiva, Sierra & Medina	Injerto, Palo caballero	Loranthaceae
<i>Phoradendron quadrangulare</i> (Kunth) Griseb.	Injerto, Palo caballero	Viscaceae

Estructura de los bosques de mangle

Leda Menéndez, José Manuel Guzmán, René Tomás Capote-Fuentes,
Raúl Gómez y Arelys Sotillo

Introducción

Los bosques de manglar muestran una gran variabilidad en cuanto a su desarrollo estructural. Esta variabilidad es el resultado de la respuesta de la vegetación a los múltiples factores físicos que operan a distintas intensidades en el ambiente. Estos factores incluyen las concentraciones de nutrientes, cantidad y periodicidad de la escorrentía, la cantidad de precipitación e intensidad de la evaporación además de la operación de tensores tales como bajas temperaturas, heladas, sequías, alta salinidad, etcétera (Cintron y Schaeffer-Novelli, 1983).

Diversos autores a nivel mundial han realizado numerosas investigaciones encaminadas a conocer y comprender la organización y estructura del bosque tropical húmedo (Golley *et al.*, 1969; UNESCO, 1980; Menéndez *et al.*, 1988). La organización de un bosque comprende dos conceptos, su arquitectura y estructura, esta última considera las leyes que rigen el conjunto de árboles y las especies en particular y la geometría de las poblaciones. La palabra estructura se ha empleado para describir agregados de árboles que parecen seguir ciertas leyes matemáticas, como ocurre con la distribución de los diámetros, las alturas, las especies y la distribución espacial de los árboles (UNESCO, 1980). Según Longman y Jeník (1974), el bosque tridimensional es el que cada elemento que lo compone ocupa una posición, que sólo es posible señalar en un sistema de coordenadas.

Se puede hablar de la existencia de una estructura siempre que un fenómeno se presente de manera no errática, o sea, cuando sigue una ley que permite su predicción y extrapolación. Las alturas y los diámetros en un bosque no están distribuidos al azar ya que esto es el resultado de diversos factores (competencia, crecimiento, regeneración, mortalidad, etcétera.) que conllevan a un equilibrio de las poblaciones y puede traducirse en índices estadísticos (UNESCO, 1980).

Como parte de los estudios de estructura han sido realizadas numerosas investigaciones referidas a la determinación de las áreas basales, altura de los árboles, biomasa parcial o total del bosque, etcétera (Rollet, 1974, Menéndez *et al.*, 1987, 2004; Jiménez, 1990, 1994; Polanía, 1995, Cintron *et al.*, 1985).

El área basal o área basimétrica de una población o comunidad arbórea no es más que la sumatoria de las secciones de los troncos a 1,30 m del suelo (DAP) considerando todos los árboles de una superficie determinada (UNESCO, 1980). El área basal se calcula con facilidad a partir de la medición del diámetro o perímetro de los árboles. El área basal reviste una gran importancia ya que proporciona información útil para comparar diferentes tipos de bosque y entre sitios o fases de desarrollo (Polanía, 1995). Bruning (1983) planteó que este dato indica el

tipo y tamaño de la vegetación y el valor económico del bosque. Autores como Lacerda *et al.* (1993), consideran la estructura del manglar como los tipos fisiográficos propuestos por Lugo y Snedaker (1974); Cintron *et al.* (1980) y Cintron y Schaeffer-Novelli (1984).

Jiménez (1994), considera que como los bosques de mangles se desarrollan en sitios con una gran diversidad de condiciones ambientales, la estructura de estos bosques es también muy variable; para este autor, la altura de la vegetación y el área basal constituyen los principales parámetros para analizar los patrones estructurales del componente boscoso de los manglares.

El conocimiento de la estructura de los bosques constituye un parámetro de fácil comparación que puede brindar información muy útil para el manejo de estos ecosistemas. Hasta el momento se conoce muy poco de la estructura de los manglares en el Archipiélago Cubano. ¿Qué determina la estructura de los bosques de manglar? ¿Cuáles son los factores que influyen sobre la misma? Estos son tópicos de gran importancia para conocer la ecología de los manglares y que brindarían herramientas para su mejor gestión

Áreas de estudio

El trabajo se realizó en 2 sitios del Archipiélago Cubano: en cayos del Archipiélago Sabana-Camagüey y en las áreas protegidas costeras Refugio de Fauna Río Máximo y Parque Nacional Caguanes, que conforman en su integralidad el ecosistema Sabana-Camagüey, y en la Estación de Manglares Majana, situada al sur oeste de la provoca de La Habana y donde se localiza una extensa zona con vegetación de mangle y otros humedales costeros que reciben suplemento de agua y nutrientes proveniente de la vertiente sur de la Sierra del Rosario.

En el Archipiélago Sabana-Camagüey, situado al norte de Cuba, desde la bahía de Nuevitás al este hasta Península de Hicacos al oeste, con una extensión de 465 km y conformado aproximadamente por 2 517 islas, cayos y cayuelos, se ubicaron 17 parcelas de 100 m² cada una, distribuidas como se muestra en la tabla 1.

En el bosque de mangles situado en Majana se establecieron 4 parcelas de 1000 m² localizados a diferentes distancias de la línea de costa. En todos los casos se contaron los árboles y se identificaron por especies, y se realizaron mediciones de altura de los árboles y diámetros de los troncos a 1,30 m de altura (DAP); a partir de estos datos se obtuvieron el área basal y la densidad de árboles por ha.

La confección de mapas del Archipiélago Sabana-Camagüey y el análisis de los fenómenos representados se realizaron con la utilización del SIG MapInfo para Windows versión 4.5. La escala de trabajo utilizada fue 1: 1 000 000 se tomó como fuente el mapa del *Nuevo Atlas Nacional de Cuba* (1989), confeccionado sobre la base de la proyección cónica de Lambert.

Estructura de los bosques de mangle en el ecosistema Sabana-Camagüey

Los datos obtenidos en las parcelas las 20 parcelas de bosques de mangles muestreadas en el ecosistema Sabana-Camagüey, presentan variaciones, tanto en la composición de especies arbóreas como en el número de individuos, altura y densidad de árboles, por lo que los datos estructurales están en relación con las condiciones ecológicas que permiten la existencia de bosques de diferentes especies y alturas, según la disponibilidad de nutrientes, energía y valores de salinidad. En la tabla 2 se ofrecen los datos de la composición de las parcelas en cuanto a número de árboles, especies arbóreas, densidad y áreas basales.

Tabla 1. Distribución de las parcelas de mangle en el ecosistema Sabana Camagüey

Parcelas	Ubicación de las parcelas	Provincia
	Norte de Cayo Guajaba	Camagüey
	Cayo Romano, Puerto Mangle	Camagüey
	Noreste de Cayo Romano	Camagüey
	Suroeste de Cayo Guillermo	Ciego de Ávila
	Cayo Balizas	Ciego de Ávila
	Cerca de la Pasa de Bañista	Camagüey
	Sureste de Cayo Sabinal	Camagüey
	Cerca de la boca, Río Máximo	Camagüey
	Los Positos, Refugio de Fauna, Río Máximo	Camagüey
	Sur este de Cayo Santa María	Villa Clara
	Cayos de la Hemadura	Villa Clara
	Cayos de la Virazón	Villa Clara
	Cayo Lanzanillo	Villa Clara
	Cayo Las Brujas	Villa Clara
	Cayo Alcatraz	Matanzas
	Cayo Barco Perfilo	Matanzas
	Cayo Cinco Leguas	Matanzas
	Sur de Cayo Galindo	Matanzas
	Ensenada de Caguancú	Sancti Spiritus
	Cerca de la Estación, Playa Vitoria	Sancti Spiritus

De las 20 parcelas, dos fueron monodominantes de *C. erectus* (yana), una en cayo Romano, y la otra en el Refugio de Fauna Río Máximo en áreas costeras de isla de Cuba. La parcela de cayo Romano presentó una altura promedio de los árboles de 10,4 m, aunque algunos individuos alcanzan entre 14 y 15 m de altura; el bosque poco denso, con una cobertura de 60 %, y una salinidad de 24 ‰, recibe nutrientes y agua dulce proveniente de las precipitaciones por el escurrimiento de la Silla de Romano, con una altura de 62 m y del agua de mar que le llega a través del estero de Romano. El bosque está caracterizado por un solo estrato en el dosel y árboles con más de un tronco, con una densidad de 1 100 árboles /ha; hay un área basimétrica de 19,99 m²/ha. Este tipo de bosque de mangle ha sido usado para la fabricación de carbón vegetal por los antiguos carboneros de la zona. El bosque de *C. erectus* muestreado en el Refugio de Fauna Río Máximo, con inundaciones temporales (parcela 9), es más denso, con una elevada densidad de troncos de pequeño diámetro (4 700 árboles /ha), de baja altitud (altura media que no alcanza los 5 m, copas pequeñas y presencia de especies heliofilas como *Batis maritima* y epifitas de los géneros *Tillandsia*, *Encyclea* y *Cattleyopsis*. Esta zona aparece relativamente más alejada de la costa y bajo tensión por retroceso de la línea de costa e insuficiente aporte de agua dulce. Es de señalar que estas dos parcelas con bosque de *C. erectus*, se encuentran en sustrato arenoso con abundante materia orgánica

Correspondieron a áreas con bosque monodominante de *R. mangle* 6 parcelas, y 5 a bosque de monodominante *A. germinans*. En estos sitios, el bosque *R. mangle*, localizado en las parcelas de los cayos Guajaba, Balizas, Sabinal, Lanzanillo, Alcatraz y Galindo, están sometidas a inundaciones permanentes, con valores de salinidad cercanos a los del mar, y sobre sustrato mayormente de turba fibrosa. La cobertura del estrato arbóreo se mantuvo entre 80 y 95 % en todas las parcelas, con menor densidad de árboles por hectárea en las 3 situadas en el Archipiélago de Camagüey.

Tabla 2. Datos de las 20 parcelas permanentes del ecosistema Sabana-Camagüey (Área basal, altura promedio de los árboles, número de árboles por parcelas, composición de especies, cobertura del dosel, salinidad, tipo de sustrato e inundación) Turf (turba fibrosa), TurA (turba alterada), AreMatO (Arena con materia orgánica); Mar (Marga)

Parcelas	Área basal (m ² /ha)	Dens. estad.	Altura promedio (m)	Número de árboles	Especies árboles	Cobertura (%)	Salinidad %	Sustrato	Inundación
1	34,06	0,62	6,95	11	Bm	55	40,00	Turf	Permanente
2	34,12	6,46	9,29	11	Ag, Bm, Lt	58	41,00	TurA	Temporal
3	19,99	1,36	10,26	11	CC	58	34,00	Are/MatO	Temporal
4	39,97	1,09	10,66	16	Ag, Bm	58	40,00	TurA	Permanente
5	12,72	6,46	7,62	11	Bm	58	36,00	Turf/Turf	Permanente
6	35,12	0,82	6,28	28	Ag	65	34,00	TurA	Permanente
7	36,38	1,28	10,49	26	Bm	55	34,00	Turf	Permanente
8	17,96	0,96	5,21	26	Ag	58	11,00	Turf/Turf	Permanente
9	12,28	0,66	4,82	47	CE	78	31,00	Are/MatO	Temporal
10	40,59	0,78	7,64	26	Bm, Ag	58	34,00	Turf	Permanente
11	41,21	0,68	2,62	37	Ag, Bm, Lt	58	44,00	Turf	Permanente
12	49,86	1,83	6,11	33	Ag, Bm	58	30,00	Tur F/Mar	Temporal
13	42,25	0,91	6,99	31	Bm	58	40,00	Turf	Permanente
14	34,21	1,57	8,82	11	Ag, Bm	58	29,00	TurA	Temporal
15	53,41	0,96	6,29	28	Bm	58	41,00	Turf/Are	Permanente
16	39,92	1,15	8,82	29	Ag, Bm	65	30,00	Turf	Temporal
17	14,22	0,34	4,49	26	Ag	58	64,00	Turf/Mar	Temporal
18	39,95	0,15	7,23	61	Bm	58	40,00	Turf/Mar	Permanente
19	30,37	0,67	3,13	26	Ag	65	40,00	TurA	Temporal
20	13,99	0,17	6,24	28	Ag	78	40,00	Turf/Mar	Temporal

La parcela ubicada al sureste de cayo Sabinal presentó un bajo valor salinidad (24 ‰); y caracteriza un bosque estructuralmente bien desarrollado, con altura media de dosel superior a los 11 m y un área basal de 56,34 m²/ha, uno de los mayores valores registrados de este parámetro estructural; sólo superado por la parcela de cayo Barco Perdido, en Matanzas, con 59,02 m²/ha, ambas parcelas están conformadas por 29 árboles, en el caso de Sabinal por la especie *R. mangle*, y en Barco Perdido por *R. mangle* y *A. germinans*; al parecer los individuos de esta especie aportaron más al área basal con mayor porte estructural. Aunque la parcela marca en cayo Sabinal está conformada exclusivamente por *R. mangle*, es parte de la franja de bosque mixto con cerca de 1,5 km de ancho. Este manglar recibe la escorrentía procedente del zócalo cársico central del cayo; es bien conocido que la influencia de la escorrentía terrestre permite un mayor desarrollo estructural en el bosque de mangle (Jiménez, 1990), aún en este caso en que posiblemente la escorrentía tenga una estacionalidad relacionada con el período lluvioso.

Las parcelas con bosque exclusivo de *A. germinans*, sólo 2 de ellas se localizan en territorios insulares, situadas en las cercanías de la Pasa de Batista y cayo Cinco Leguas, con inundaciones temporales, sustrato de turba alterada y elevados valores de salinidad. Las otras tres parcelas situadas en la franja costera de Cuba, correspondientes a las áreas protegidas Refugio de Fauna Río Máximo y Parque Nacional Caguanes, con inundaciones temporales y sustrato de turba alterada y fibrosa. La salinidad fue muy elevada en la parcela cercana a la boca de río Máximo. El bosque de *A. germinans*, en las parcelas, se caracterizó, por un dosel de baja altitud. Para un manglar en el Golfo de Nicoya, Soto y Jiménez (1982), encontraron una relación inversa entre la salinidad y la altura del dosel y el área basal; la vegetación tiende a disminuir en altura según aumenta la salinidad, con reducción de su estructura.

Cinco de las parcelas fueron ubicadas en sitios con bosque mixto de *A. germinans* y *R. mangle*, con inundaciones temporales y en algunos casos permanentes, sobre sustrato de turba, fibrosa y alterada. En la parcela situada al sur de cayo Las Brujas se reportaron los mayores valores de altura del dosel para el Archipiélago de Sabana, esto ha estado condicionado a la existencia de una colina que posibilitó un mayor aporte de agua dulce y nutrientes al manglar, los árboles en general presentaron buen porte. Jiménez (1999) señaló que la ocurrencia de escurrimientos de agua dulce en el manglar, puede modificar sustancialmente los patrones de estructura en ese sitio. En la parcela de cayo Las Brujas, la densidad y el área basal fueron bajas debido a que esta zona ha estado sometida a afectaciones por tala, dada la cercanía de un vial de reciente construcción, de hecho se observaron 18 árboles talados en la parcela.

Solamente en dos parcelas se encontró bosque mixto con *R. mangle*, *A. germinans* y *Laguncularia racemosa*; esta última especie estuvo pobremente representada en las parcelas, 2 individuos en la parcela de Punta Mangle en cayo Romano, y 1 individuo en cayo Herradura, En esta parcela, con inundaciones permanentes, *R. mangle* fue la especie mejor representada con 52 árboles de los 57 contabilizados, y 4 árboles fueron de *A. germinans*, y solamente 1 de *L. racemosa*.

No se encontró ningún bosque con dominancia *L. racemosa*, y en general se evidencia una pobre representación de esta especie en los bosques de mangle del ecosistema Sabana-Camagüey.

En la figura 1 se muestra el comportamiento de las alturas medias y el área basal del bosque de mangle en las 20 parcelas; se pudo comprobar que las parcelas del Archipiélago de Camagüey presentaron bosques con doseles de mayor altura que los bosques de las parcelas del Archipiélago de Sabana ($f = 9,081065$, $N_{AC} = 323$, $N_{AS} = 141$, $p < 0,0001$).

Un comportamiento semejante se observó en los valores de las áreas basales, los que resultaron mayores en las parcelas del Archipiélago de Camagüey comparados con los valores obtenidos en las parcelas del Archipiélago de Sabana ($t = 3,826564$, $N_{AC}=323$, $N_{AS}=141$, $p < 0,0001$).

Estos resultados evidencian la ocurrencia de condiciones más favorables para el desarrollo estructural del bosque de mangle en el Archipiélago de Camagüey, y coincide con cayos de mayor extensión y presencia de procesos cársicos, los que permiten una mayor escorrentía de aguas dulces, fundamentalmente en el período de mayores precipitaciones, de las partes centrales de estos cayos, hacia la franja de mangle, lo que favorece un mayor desarrollo de su estructura en cuanto a altura y área basal. Según Cintron y Schaeffer-Novelli (1983), los bosques más

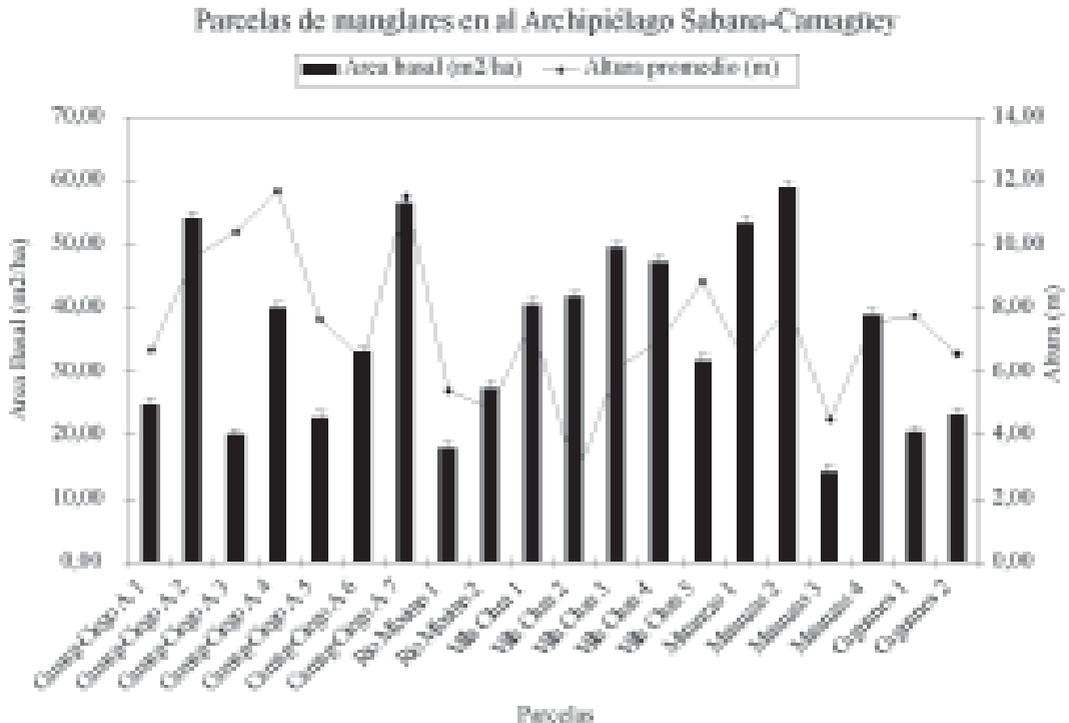


Fig. 1. Valores de área basal y altura de los árboles en cada parcela en el ecosistema Sabana-Camagüey.

desarrollados son los bosques ribereños que reciben aportes sustanciales de aguas fluviales y escorrentía terrestre. Los bosques de borde e islotes que pueden estar menos influenciados por las aguas fluviales y escorrentía se desarrollan en menor grado.

Teniendo en cuenta estos resultados, se puede decir que los bosques de manglar en el Archipiélago Sabana-Camagüey tienden a disminuir en altura y diámetro de este a oeste, en correspondencia con la disminución de la superficie de los territorios insulares y menor ocurrencia de escorrentías de aguas dulces.

Autores como Mayo (1965), Golley *et al.* (1969), Pool *et al.* (1971), Holdridge *et al.* (1971), Molina (1988) y López-Gálvez (1991), entre otros, han reportados valores de áreas basales semejantes a los encontrados en el presente trabajo, en bosques de manglares de diversos sitios de Centroamérica (Tabla 3). Las variaciones documentadas por estos autores van desde 56,4 m²/ha en manglares de El Salvador, hasta 3,9 m²/ha en Costa Rica.

En el presente trabajo, los valores de área basal van desde 59,02 m²/ha en el manglar de Cayo Cinco Leguas, hasta el valor más bajo 9,66 m²/ha en la parcela situada en Cayo Guillermo. Se debe tener en cuenta que en las parcelas de Sabana Camagüey, se midieron los diámetros de todos los individuos arbóreos presentes, mientras que los datos de las referencias, las mediciones se realizaron en los árboles de 10 cm de diámetros en adelante.

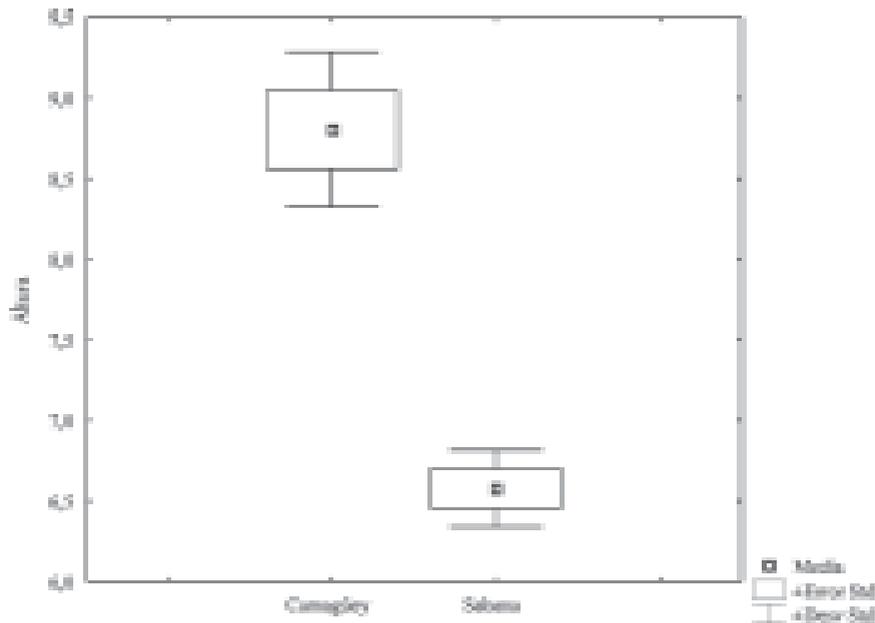


Fig. 2. Diferencias de los valores de altura de los árboles en las parcelas en los archipiélagos de Camagüey y de Sabana.

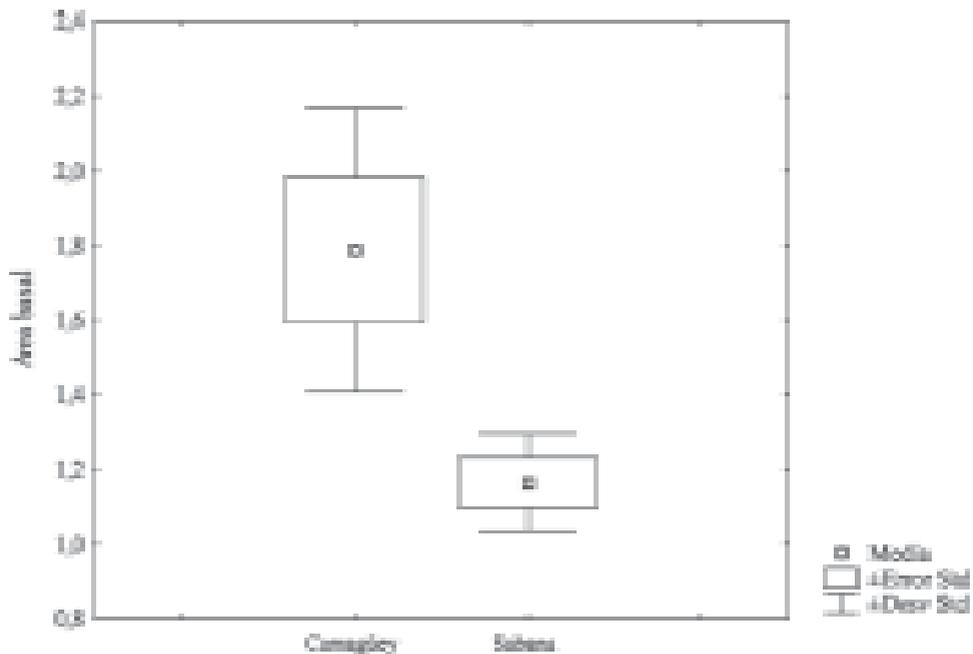


Fig. 3. Diferencias de los valores de área basal de los árboles entre las parcelas en los archipiélagos de Camagüey y de Sabana.

Tabla 3. Datos de áreas basales de bosques de mangles en Centroamérica como parte de su desarrollo estructural

Localidad	Área Basal (m ² /ha)	Referencia
Darién, Panamá	25,0	Holdridge <i>et al.</i> , 1971
Darién, Panamá	25,1	Golley <i>et al.</i> , 1969
Darién, Panamá	43,8	Mayo, 1965
Barra de Santiago, El Salvador	20,6	Molina, 1988
Barra de Santiago, El Salvador	56,4	Molina, 1988
Santa Rosa, Costa Rica	19,0	Pool <i>et al.</i> , 1977
Chiquimalilla, Guatemala	16,8	López-Gálvez, 1995
Tivives, Costa Rica	41,0	Jiménez, 1990
Tivives, Costa Rica	7,2	Jiménez, 1994
Barrancas, Costa Rica	3,9	Pool <i>et al.</i> , 1977
Osa, Costa Rica	12,5	Holdridge <i>et al.</i> , 1971

Estructura de los bosques de mangle en la estación de Majana

En las 4 parcelas el bosque de mangle de la estación de Majana se obtuvieron los resultados siguientes: se censaron 1 281 árboles pertenecientes a las 4 especies vegetales que conforman fundamentalmente los manglares cubanos. La distribución por parcelas y especies se muestra en la tabla 4.

Tabla 4. Distribución del número de árboles por especies en las parcelas de la Estación de Majana

Parcelas	Número de árboles				
	Total	<i>R. Mangle</i>	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>C. erectus</i>
1	415	309	106		
2	293	2	291		
3	370		298	72	
4	203	45	72	161	25

La especie *R. Mangle* presentó el mayor número de árboles de manera general, pero su mayor abundancia se reporta para la parcela 1, la más cercana a la línea de costa y, por tanto, con una mayor dinámica e influencia de la marea; esta especie estuvo presente en 3 de las 4 parcelas, aunque poco representada en la parcela dos, la cual se estableció en una zona donde se desarrolla fundamentalmente *A. germinans*; es de señalar que esta especie estuvo presente en las 4 parcelas, y su mayor abundancia fue en las parcelas 2 y 3, con 99,3 % y 80,5 % respectivamente.

La especie *C. erectus*, clasificada como pseudomangle o periferal, sólo se encontró en la última parcela, la más alejada de la línea de costa, y su presencia, de 12 %, fue relativamente baja. *L. racemosa*, se encontró en las 2 últimas parcelas, y su mayor abundancia fue de 79,3 % en la parcela 4. La altura promedio de los árboles que conforman el dosel del bosque fue de 10 m en las parcelas 1, 2 y 3, en la parcela 4, la altura promedio alcanzada fue de 12 m aunque se encontraron algunos individuos que sobrepasaron esta altura.

La mayor densidad de árboles se reportó para la parcela 1, y la menor para la parcela 2, donde el área basimétrica resultó comparativamente mayor. El elevado número de individuos de la parcela 1 indica una mayor dinámica en el crecimiento y mortalidad de los árboles,

fundamentalmente los más jóvenes, con una constante entrada de propágulos, y con individuos cuyo diámetro no sobrepasan los 7 cm.

Tabla 5. Estructura del bosque de mangle de Majana en cuatro parcelas de estudio

Parcela 1000 m ²	Densidad (árboles/ha)	Área basal (m ² /ha)	Altura media (m)	No. de especies arbóreas
1	4 150	23,2	10	2 (<i>R. Mangle</i> y <i>A. germinans</i>)
2	2 930	20,8	10	2 (<i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i>)
3	3 500	18,0	10	2 (<i>L. racemosa</i> y <i>A. germinans</i>)
4	3 030	25,1	12	4 (<i>L. racemosa</i> , <i>A. germinans</i> , <i>R. mangle</i> y <i>C. erectus</i>)

En la parcela 1 se encontraron 415 árboles, de los cuales 309 pertenecen a la especie *R. Mangle* y 106 a *A. germinans*. Los individuos arbóreos de *R. mangle* varían desde los 4 hasta los 8 y 10 m de altura, presentan diámetros que van desde los 3 hasta los 14 cm, que conforman 6 clases diamétricas donde predominan los árboles (176 árboles) con diámetros entre 2 y 6 cm, lo que representa 96,9 % del total de árboles de esta especie en la parcela. Este elevado número de individuos de pequeño diámetro y poca altura caracterizan la estructura del bosque en esta área, por una dinámica muy alta de regeneración y crecimiento, posiblemente como consecuencia de la elevada energía procedente del mar, por las olas y mareas a que está sometida la vegetación. (Tabla 6)

Tabla 6. Número de individuos por especies arbóreas y por clases de diámetros en la parcela 1 de la Estación de Majana

Clases de diámetros (cm)	Número de individuos arbóreos por especies	
	<i>A. germinans</i>	<i>R. mangle</i>
2 - 3,9	2	118
4 - 5,9	19	128
6 - 7,9	15	30
8 - 9,9	6	9
10 - 11,9	5	2
12 - 13,9	7	2
14 - 15,9	14	
16 - 17,9	12	
18 - 19,9	13	
20 - 21,9	4	
22 - 23,9	4	
24 - 25,9	3	
26 - 27,9	2	

Por su parte *A. germinans*, alcanza alturas de entre 5 y 10 m y diámetros que van desde los 3 hasta los 27 cm. Esta parcela presenta un solo estrato de vegetación y un área basimétrica total de 23,21 m²/h de la que 17,29 m²/h corresponde a la especie *A. germinans* y 5,92 m²/ha a *R. mangle*.

La segunda parcela presenta una estabilidad superior con un mayor número de árboles distribuidos homogéneamente en clases diamétricas y con una mayor área basal, a pesar de presentar la menor densidad del total de parcelas, se compensa con un mayor diámetro promedio

A. germinans alcanza alturas de entre 5 a 10 (12) m y presenta troncos con diámetros entre 3-32,9 cm los más abundantes están entre 3 y 12,9 cm Los individuos de *R. mangle* son de pequeño porte con diámetros que no pasan de los 5 cm de diámetro. En esta parcela los árboles de *A. germinans* suman 291 y solamente se contabilizaron 2 individuos de *R. mangle* (Tabla 7). El dosel presenta un solo estrato arbóreo, y el basimétrica total fue de 20,80 m²/h de los cuales 20,79 m²/h fueron aportados por *A. germinans*.

Tabla 7. Número de individuos por especies arbóreas y por clases de diámetros en la parcela 2 de la Estación de Majana

Clases de diámetros (cm)	Número de individuos arbóreas por especies	
	<i>A. germinans</i>	<i>R. mangle</i>
2 - 3,9	36	2
4 - 5,9	97	
6 - 7,9	41	
8 - 9,9	20	
10 - 11,9	38	
12 - 13,9	23	
14 - 15,9	16	
16 - 17,9	7	
18 - 19,9	8	
20 - 21,9	2	
22 - 23,9	1	
24 - 25,9	0	
26 - 27,9	1	
28 - 29,9	0	
30 - 31,9	1	

La parcela 3 está constituida por individuos arbóreos de *A. germinans* y *L. racemosa* (Tabla 8). Aquí los árboles de ambas especies llegan a alcanzar alturas promedios de hasta 10 m y forman también un solo estrato en el dosel. Los individuos de *L. racemosa* resultaron los más numerosos en esta parcela, con 298 árboles, de los cuales el mayor número presentó diámetros entre 3 y 13 cm. Por su parte, los individuos de *A. germinans* presentaron un total de 72 árboles y la mayor parte de ellos mostraron diámetros entre 3 y 9 cm. El área basimétrica total de la parcela fue de 18,07 m²/h, 10,82 m²/h corresponden a *L. racemosa* y 7,25 m²/h a la especie *A. germinans*. Estos datos evidencian que el bosque en esta parcela se caracteriza fundamentalmente por *L. racemosa*, cuyos árboles poseen un mayor desarrollo que *A. germinans*, dada las características del área, con menor influencia de marea y limítrofe con bosques y herbazales de ciénaga.

La parcela 4 presentó un total de 303 individuos arbóreos, con la participación de las 4 especies típicas de los bosques de mangles cubanos, de los cuales 161 pertenecen a *L. racemosa*, lo que representa más de la mitad del total de árboles de la parcela (53,1 %). La mayor parte de los árboles de esta especie están entre 4 y 16 cm de diámetro, por tanto los de mayores diámetros y aporte al área basal del bosque tipificado en esta parcela además; se destaca la presencia de un árbol con cerca de 40 cm de diámetro (Tabla 9). En las parcelas 2 y 3 también se reportó la presencia de un árbol con este diámetro en cada parcela, pero de la especie *A. germinans*. Estos árboles fueron, sin dudas, los de mayor fuste y altura.

Para la especie *A. germinans* se midieron 72 individuos arbóreos en esta parcela, 45 de *R. mangle* y 25 de *C. erectus*. Se observa dominancia de *L. racemosa* con más de la mitad de los

árboles de la parcela. La altura de los árboles alcanza los 12 m, el área basimétrica fue 24,1 m²/ha, y la densidad encontrada fue de 30 árboles/ha.

La parcela que mayor altura y área basal presentó fue la 4, influido por una mayor participación de árboles de *L. racemosa* y de *C. erectus* (presente solamente en esta parcela), los que mostraron las mayores alturas en los bosques de mangle en este territorio.

Tabla 8. Número de individuos por especies arbóreas y por clases de diámetros en la parcela 3 de la Estación de Majana

Clase de diámetros (cm)	Número de individuos arbóreas por especies	
	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>
2 - 3,9	13	50
4 - 5,9	17	91
6 - 7,9	13	40
8 - 9,9	0	40
10 - 11,9	7	31
12 - 13,9	7	5
14 - 15,9	3	2
16 - 17,9	3	1
18 - 19,9	3	
20 - 21,9	2	
22 - 23,9	0	
24 - 25,9	3	
26 - 27,9	0	
28 - 29,9	0	
30 - 31,9	1	

Tabla 9. Número de individuos por especies arbóreas y por clases de diámetros en la parcela 4 de la Estación de Majana

Clases de diámetros (cm)	Número de individuos arbóreas por especies			
	<i>R. mangle</i>	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>C. erectus</i>
2 - 3,9	7	9	2	0
4 - 5,9	11	22	15	5
6 - 7,9	12	15	18	13
8 - 9,9	10	7	20	3
10 - 11,9	4	6	24	2
12 - 13,9	1	5	32	2
14 - 15,9		4	23	
16 - 17,9		1	8	
18 - 19,9		2	9	
20 - 21,9		0	2	
22 - 23,9		1	2	
24 - 25,9			2	
26 - 27,9			3	
28 - 29,9			0	
30 - 31,9			1	

Consideraciones generales

La estructura de los bosques de mangle presenta variaciones en cuanto a la altura de dosel, el área basal y la densidad de árboles, en dependencia de las condiciones de inundación, salinidad, sustrato y composición florística de la vegetación.

Los bosques de mangles en el ecosistema Sabana-Camagüey tienden a disminuir en altura y diámetro este a oeste, en correspondencia con la disminución de la superficie de los territorios insulares, la ocurrencia de escorrentías y las condiciones de inundación.

El manglar de Majana presentó una diferenciación del tipo de bosque en relación con la distancia de la línea de costa, con dominancia de *R. mangle* en la primera parcela, *A. germinans* en la segunda y manglar mixto en las dos últimas.

Las 4 parcelas de bosque de mangles en Majana presentaron valores de área basal muy cercanos, lo cual era de esperar dado la cercanía relativa de las parcelas, con condiciones de escorrentía semejantes por pertenecer a la misma cuenca. Los resultados obtenidos en el ecosistema Sabana Camagüey, evidencian la variabilidad de condiciones ecológicas e hidrológicas en que se desarrollan los manglares en ese territorio, lo que influye en sus patrones estructurales.

Abstract. *The authors present the results obtained in the structural characterization of different types of swamp forests corresponding to the Archipelago Sabana-Camagüey and Majana Mangroves Station. The structure of the forests of mangroves presents variations as for the canopy height, the basal area and the density of trees, in dependence of the soils conditions, salinity, basis and floristic composition of the vegetation.*

Referencias

- Bruning (1983): Vegetation Structure and growth. En *Tropical rain forest ecosystems. Ecosystems in the world 14 A* (F. B. Golley, ed.), Elsevier, Amsterdam, pp. 49-76.
- Cintrón, G.; A. E. Lugo y R. Martínez (1985): Características estructurales y funcionales de los bosques de manglar. *Bol. Soc. Ciencias Naturales*, 40 (143): 399-442.
- Cintrón, G.; C. Goneaga y A. E. Lugo (1980): Observaciones sobre el desarrollo del manglar en costas áridas. En *Memorias del Seminario sobre Estudio Científico e Impacto Humano en Ecosistemas de Manglar*, UNESCO.
- Cintrón, G. y Y. Schaeffer-Novelli (1983): *Introducción a la Ecología de Manglar*. ROSTLAC, Montevideo, 109 pp.
- (1984): Methods for studying mangrove structure. En *The mangrove ecosystem research methods. Monographs on Oceanographic Methodology* (S. C. Snedaker y J. G. Snedaker, eds.), UNESCO, París, pp. 91-113.
- Golley, F. B.; J. T. McGinnis; R. G. Clements; G. I. Child & M. J. Duever (1969): The structure of tropical forest in Panamá and Colombia. *BioScience*, 19 (8):693-696.
- Holdridge, L.; W. C. Greenke; W. H. Hatheway; T. Liang & J. Tosi Jr. (1971): Forest Environments. in *Tropical Life Zones. New York Peramon Press*.
- Jiménez, J. A. (1988): The dynamics of *Rhizophora racemosa* forests on the Pacific coast of Costa Rica. *Brenesia*, 30:1-2.
- (1990): The structure and function of dry weather mangroves on the Pacific coast of Central America, with emphasis in *Avicennia bicolor*. *Estuarios*, 13:182-192.
- (1994): *Los manglares del Pacífico Centroamericano*. Universidad Nacional, Instituto Nacional de Biodiversidad, 336 pp.
- (1999): Ambiente, distribución y características estructurales de los manglares del Pacífico de Centro América: contrastes climáticos. En *Ecosistema de manglar en América Tropical* (A. Yáñez-Arencibia y A. L. Lara-Domínguez, eds.), Instituto de Ecología A.C, México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, pp. 51-70.
- Lacerda, L. D. et al. (1993): Ecosistema de manglar de América Latina y el Caribe. En *Conservación y Aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las regiones América Latina y África*, ISME, ITTO, pp. 1-42.
- Longman, K. A. & J. Jeník (1974): *Tropical Forest and its Environment*. Longman, London, 205 pp.
- López-Gálvez, C. (1991): Diagnóstico sobre la situación de los Manglares en Guatemala. Citado por Jiménez, J. A. (1994).

- Lugo, A. E. y S. C. Snedaker (1974): The Ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 5:39-64.
- Mayo, E. (1965): Algunas características ecológicas de los bosques inundables de Darién, Panamá, con miras a su posible utilización. *Turrialba*, 15: 336-347.
- Menéndez, L. y P. Smid (1987): Distribución del número de árboles por clases de diámetros en un bosque tropical (Sierra del Rosario, Cuba). *Rev. Cien. Biol.*, 17:108-110.
- Menéndez, L. *et al* (1988): Estructura y productividad de un bosque siempreverde medio de la Sierra del Rosario. En *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario* (R. A. Herrera, L., Menéndez, M. E. Rodríguez y E. E. García, eds.), Proyecto MAB 1974-1987, Instituto de Ecología y Sistemática, ACC, pp. 151-212.
- Menéndez, L.; J. M. Guzmán y R. T. Capote-Fuentes (2004): Los Manglares del archipiélago cubano: aspectos de su funcionamiento. En *Humedales de Ibero América* (J. J. Neiff, ed.), CYTED, Red Iberoamericana de Humedales (RIHU), pp.237-251.
- Molina, O. A. (1988): *Análisis ginecológico del manglar de la Barra de Santiago*. Citado por Jiménez, J. A. (1994).
- Polanía, J. H. (1995): *Metodología seleccionada para estudios biológicos y abióticos. Conservación y Manejo para usos múltiples y el Desarrollo de los manglares en Colombia*, Proyecto PD171/91, Ministerio del Medio Ambiente, OIMT, 21 pp.
- Pool, D. J; S. C. Snedaker y A. E. Lugo (1977): Structure of mangroves forests in Florida, Puerto Rico, México and Costa Rica. *Biotropica*, 9(3):195-212.
- Rollet, B. (1974): *L'architecture der foret dense humedes sempervirentes de plaine*. Nogent-sur-Marne, CTFT, 298 pp.
- Soto, R. y J. A. Jiménez (1982): Análisis fisionómico estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 30 (2):161-168.
- UNESCO (1980): *Ecosistemas de los bosques tropicales. Informe sobre el estado de conocimiento*. UNESCO/PNUMA/FAO, Madrid, 771 pp.

Patrones fenológicos de las principales especies arbóreas de los manglares cubanos

Leda Menéndez, José Manuel Guzmán y Daysi Vilamajó

Introducción

La dinámica de los ecosistemas comprende, entre otros aspectos importantes, la respuesta de las diferentes especies de plantas a las diversas condiciones ambientales. Vilamajó (1984), planteó que el estudio del comportamiento fenológico de las especies arbóreas, ha aportado interesantes datos para la comprensión y estimados precisos del establecimiento y futuro desarrollo de los diferentes ecosistemas, y las posibilidades de regeneración que éstos poseen. Según Ortiz (1990), la fenología es, junto con el reconocimiento florístico, la primera etapa a realizar en el estudio de cualquier ecosistema.

Para Carabias y Guevara (1985), un aspecto a tener en cuenta es la variabilidad que presentan los patrones fenológicos (no sólo entre especies y años, sino entre individuos de una misma especie, de tal manera que no todos los individuos pertenecientes a una misma especie florecen y fructifican simultáneamente, y en ocasiones ni siquiera en el mismo año. La posible dependencia de los patrones fenológicos con factores ambientales, así como su relación con otras plantas y animales fue señalado por Ramírez y Brito (1987). Para Opler *et al.* (1976), las fases fenológicas están muy relacionadas con las precipitaciones, dado que la estacionalidad en los trópicos está fundamentalmente dada por este factor climático. Bawa *et al.* (1990), reportaron variaciones espaciales y temporales en los patrones fenológicos revelados en los estudios realizados a nivel de individuos y de comunidades durante 2 décadas, sin embargo, los factores que determinan esos patrones permanecen desconocidos (Bawa y NG., 1990).

Autores como Frankie *et al.* (1974), recomendaron observar al menos 5 individuos por especie, de modo que se puedan reflejar las variaciones intrínsecas y las diferencias de hábitat entre los miembros de una población, y que a su vez, las observaciones fenológicas sean confiables. Además, señalaron la importancia de las observaciones adicionales en árboles no marcados como una forma de superar las deficiencias de las réplicas.

Para algunas especies arbóreas de los manglares del Pacífico centroamericano, Jiménez (1994) reportó datos de su fenología reproductiva, e identificó los períodos de floración desde la aparición de los botones hasta la fructificación. Para la especie *Rhizophora racemosa* dominante en la mayor parte de las zonas externas de la franja costera del Pacífico centroamericano, este autor encontró asincronía en la floración, atribuibles posiblemente a la ausencia de limitaciones hídricas. Este trabajo tiene como objetivo identificar el comportamiento fenológico de las especies arbóreas que tipifican los bosques de mangles cubanos y sus implicaciones en la gestión del ecosistema de manglar.

Se realizaron observaciones fenológicas en individuos de las 4 especies arbóreas que conforman los bosques de mangles en Cuba: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle prieto), *Laguncularia racemosa* (patabán) y *Conocarpus erectus* (yana). Las observaciones se realizaron en 2 localidades, en la estación de Majana, en la costa sur de provincia La Habana y en la zona de Las Coloradas-Cabo Cruz, en la provincia Granma (Fig. 1). Las áreas de estudio ubicadas en la estación de Majana y Las Coloradas-Cabo Cruz, coincidiendo con las parcelas permanentes descritas en el capítulo 6 del presente libro (Menéndez *et al.*, 2006). En la estación de Majana se seleccionaron y marcaron 15 individuos para cada especie arbórea, En la zona de Las Coloradas-Cabo Cruz, se seleccionaron y marcaron 25 individuos para cada especie. Las observaciones se realizaron mensualmente y los parámetros a observar fueron: follaje, floración y fructificación. Las observaciones del período de floración se comenzaron desde la aparición de los botones, y la fase de fructificación se consideró a partir de los frutos pequeños e inmaduros hasta los frutos ya desarrollados o maduros, fundamentalmente para *R. mangle*. Los datos obtenidos se presentan en forma de gráficos.

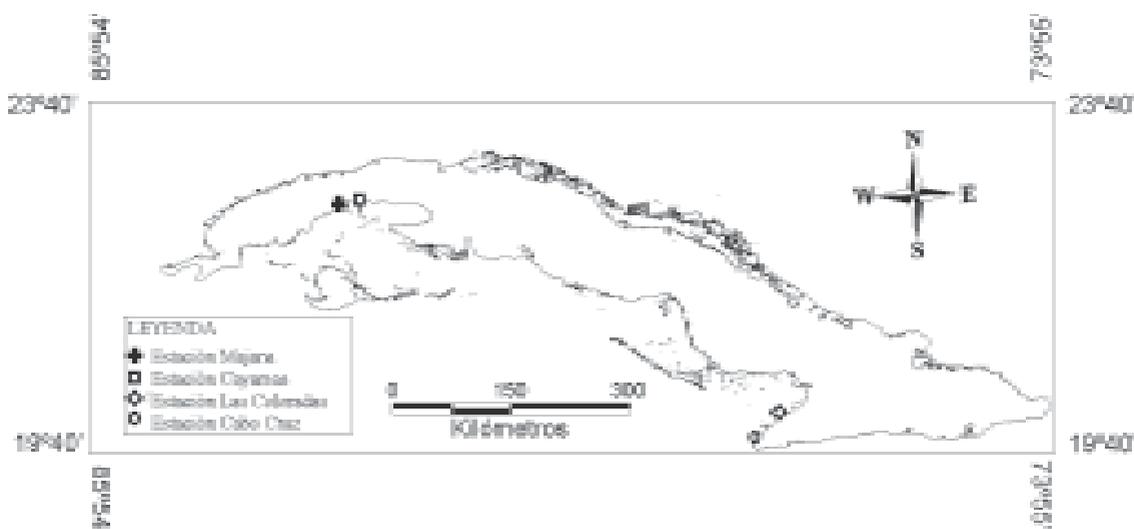


Fig. 1. Mapa de ubicación de las estaciones de Majana y Las Coloradas-Cabo Cruz.

Comportamiento fenológico de las especies arbóreas de mangles: estación de Majana

Para la especie *R. mangle*, las observaciones de las hojas, indicaron un abundante mantenimiento del follaje durante todo el año, las hojas nuevas aparecieron fundamentalmente en el período de mayor pluviosidad, cuando como tendencia general se produce la mayor caída de hojarasca (Menéndez *et al.*, 2006). En la fase de floración, los botones se observaron con mayor abundancia, desde inicios de junio hasta finales de octubre, en el primer año, y en el segundo año, los picos de botones aparecieron a partir de finales de mayo hasta inicios de octubre (Fig. 2). Las flores estuvieron siempre presentes, con variaciones en los picos o valores de máxima floración; la mayor abundancia de flores ocurrió de enero a mayo en el primer año, luego apareció otro pico en octubre que se mantuvo hasta inicios de mayo del segundo año, con un aumento a partir de finales de octubre, coincidiendo con los períodos de menor pluviosidad; el resto del tiempo las flores observadas fueron de pocas a escasas.

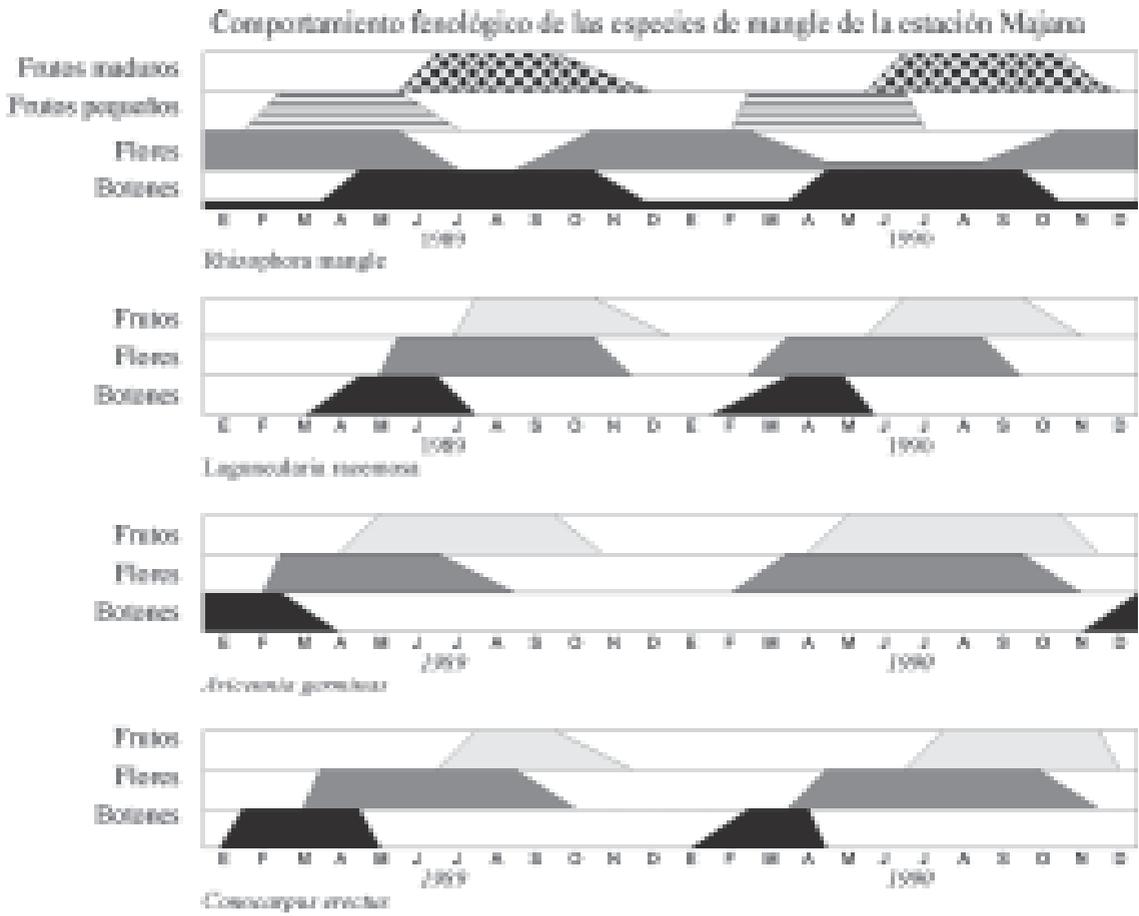


Fig. 2. Comportamiento fenológico de las especies arbóreas de mangle en la estación de Majana.

Durante las observaciones se comprobó que los árboles de *R. mangle*, en la franja colindante con el mar o con copas expuestas al sol tuvieron abundantes flores y frutos, mientras que los árboles que se encuentran a continuación de esta primera línea con copas que quedan bajo el dosel de bosque, no presentaron flores y frutos o éstos fueron escasos, lo que indica una relación con la iluminación como factor limitante. Resultados similares reportó Jiménez (1994) para la especie *Avicennia bicolor*, en el bosque de mangle de Tivives, en Costa Rica, la cual no presentó actividad reproductiva en los árboles con copas totalmente suprimidas. Estos criterios fueron corroborados en observaciones realizadas en las 4 especies de mangles en un bosque mixto abierto, situado al este de las parcelas de la estación de Majana y aproximadamente a 2 km de distancia. Esta área boscosa se encuentra en recuperación después de haber sido afectada por la tala, y en el momento de las observaciones estaba conformado por individuos arbóreos relativamente jóvenes, con alturas promedio de 4 y 5 m, aunque algunos árboles alcanzaban cerca de los 8 m. Se seleccionaron y marcaron 5 árboles de cada especie y se realizaron observaciones mensuales durante 2 años. Los arbolitos de *R. mangle* presentaron flores y frutos desde edades tempranas, a pesar de su poca altura, esto indica la posibilidad de esta especie de florecer y fructificar estimulada por la luz, lo que garantiza así su reproducción y propagación. Los resultados obtenidos en las observaciones coinciden con los ya expuestos, correspondientes a los árboles seleccionados en las parcelas permanentes.

Los frutos estuvieron presentes prácticamente todo el año, los frutos pequeños e inmaduros fueron abundantes desde marzo hasta mediados de junio, en el primer año, y finales de febrero a junio, para el segundo año; los frutos maduros (propágulos) alcanzaron su mayor desarrollo desde finales de junio hasta inicios de octubre, en el primer año, y de finales de junio hasta mediados de septiembre en el segundo año, coincidiendo en ambos años con el período lluvioso, lo que facilita la distribución y dispersión de los propágulos y garantiza el proceso de regeneración natural. En Costa Rica, *Rhizophora harrisonii* produce propágulos maduros fundamentalmente en los meses de junio y julio, aunque pueden llegar hasta el mes de septiembre (Jiménez, 1994). Los propágulos son de color verde, lenticilados, y con la parte inferior de color pardo, alcanzan más de 30 cm de largo en el manglar con buen desarrollo estructural, en los manglares enanos o achaparrados como en la zona de Cayamas, también en la costa sur de la provincia de La Habana, (Menéndez *et al.*, 2006), el largo promedio de los propágulos fue de 10 cm.

Los períodos de las fenofases observadas para *R. mangle*, mostraron pequeñas diferencias entre ellas durante los dos años de observaciones, con un desplazamiento de pocas semanas en el inicio de la fenofase entre los años.

En el caso de la especie *A. germinans*, con follaje abundante todo el año, se encontró que las fases de floración y fructificación presentaron períodos de tiempo definidos en el año. Los botones aparecieron desde finales de diciembre a inicios de mayo en los 2 años de estudios, las flores fueron abundantes desde marzo hasta mediados de junio, en el primer año, y desde finales de marzo hasta principios de octubre, en el segundo año. Las flores se mantienen abiertas aproximadamente durante una semana, resultados semejantes fueron reportados por Pérez Piñeiro (1988).

Los frutos aparecieron desde mayo hasta mediados octubre en el primer año, y desde mayo hasta inicios de noviembre en el segundo año. Los frutos maduros o propágulos se encontraron fundamentalmente entre de junio a agosto, mostrando una estacionalidad relacionada con el período lluvioso,

Al igual que *C. erectus*, *L. racemosa* también mostraron períodos definidos en sus fases de floración y fructificación, y mantuvieron su follaje todo el año. Para *L. racemosa*, los botones aparecieron de abril a inicios de julio, en el primer año, y de finales de febrero hasta mayo en el segundo año; las flores se observaron desde finales de mayo y hasta inicios de noviembre en el primer año, y desde finales de marzo hasta inicios de septiembre en el segundo año. Mientras que los frutos aparecieron desde finales de julio hasta inicios de diciembre en el primer año, y desde finales de junio hasta inicios de noviembre en el segundo año, que coincide con el período lluvioso (Fig. 2). Se observó un desplazamiento en los períodos de fructificación en los 2 años de estudios, sin embargo, el tiempo de fructificación fue prácticamente el mismo.

En el caso de la especie *C. erectus*, la aparición de los botones se produjo a finales de febrero y hasta inicios de mayo para el primer año, y de mediados de febrero hasta abril en el segundo año (Fig. 2). Las flores se observaron desde mediados de abril y hasta mediados de septiembre para el primer año, y desde finales de abril hasta mediados de octubre en el segundo año; la mayor abundancia de flores se encontró en el período de mayor pluviosidad. Los frutos aparecieron desde julio hasta mediados de noviembre en el primer año y desde finales de julio y hasta inicios de diciembre en el segundo año, en la última etapa de fructificación se pudo apreciar la presencia de frutos secos en algunos árboles. Es de señalar, que fue posible observar en el área de estudio, individuos jóvenes de esta especie con algunas flores durante todo el año prácticamente, aunque no siempre en los mismos árboles.

Comportamiento fenológico de las especies arbóreas de mangles: Las Coloradas-Cabo Cruz

En las observaciones realizadas en esta zona de se obtuvieron los resultados siguientes: La especie *R. mangle*, en el primer año de estudio mostró un follaje abundante durante todo el año, como era de esperar para una especie arbórea no decidua, con surgimiento de hojas nuevas durante todo el año, con un comportamiento similar al encontrado en los bosques de manglares de la Estación de Majana.

La floración se mantuvo prácticamente todo el año, el período de aparición de los botones comenzó en el mes de junio y se mantuvo con elevado número de botones hasta el mes de octubre, en el segundo año de observaciones, los botones comenzaron a ser abundantes a partir del mes de mayo, y hasta el mes de octubre; en el resto de los meses, en los 2 años, aunque algunos individuos presentaron botones, estos fueron de pocos a escasos. Las flores se comportaron de forma semejante, ya que fue posible encontrar individuos con flores todo el período de estudio, sin embargo, la mayor abundancia de flores se encontraron en el mes de enero del primer año cuando comenzaron las observaciones y se mantuvo hasta el mes de abril, para volver a ser abundantes desde noviembre hasta febrero del siguiente año. En los meses de noviembre y diciembre las flores fueron de nuevo abundantes. Se puede concluir que las flores, a pesar de estar presentes todo el año, tienen una estacionalidad en sus períodos de mayor abundancia, coincidiendo con el período menos lluvioso. Los botones resultaron más abundantes en el período lluvioso (Fig. 3).

Los frutos (propágulos) también estuvieron presentes durante todos los meses estudiados, aunque la maduración de frutos se produjo en los meses de junio a septiembre en el primer año, período de mayor pluviosidad, que disminuye a partir de octubre. Los frutos al madurar se desprenden del árbol madre y caen al agua para su posterior establecimiento. En el segundo año, el patrón de comportamiento fue semejante, aunque los frutos maduros se mantuvieron abundantes hasta inicios de noviembre.

La aparición de frutos no maduros se encontró a partir de febrero y hasta junio del primer año de estudio, y desde marzo hasta mayo en el segundo año, aunque fue posible encontrar individuos con algunos frutos inmaduros y maduros durante todo el año (Fig. 3). En Malasia, según reporte de FAO/UAS (1994), las principales especie de Rhizophoraceas, fructifican de junio a diciembre. En Costa Rica, la especie *Rhizophora racemosa* presenta los botones de diciembre a enero, las flores de enero a marzo y los frutos de marzo a noviembre, los inmaduros de marzo a septiembre mientras que los propágulos alcanzan la madurez desde finales de agosto hasta noviembre (Jiménez, 1994).

Para la especie *A. germinans*, la foliación fue continua todo el año, y la fase de floración comenzó con la aparición de abundantes botones a partir de febrero hasta abril, aunque se encontraron algunos pocos botones en enero y posteriormente hasta mayo y junio, con escasos botones para el primer año de observaciones, en el segundo año el comportamiento fue similar (Fig. 3). Las flores aparecieron de forma escasa a partir de marzo, con máximos durante los meses de abril a junio, y escasas para el resto de los meses siguientes hasta el período de marzo a junio del segundo año en que fueron abundantes. El período de fructificación comenzó en abril en el primer año, con máxima aparición de agosto a diciembre, y de agosto a octubre en el segundo año. Esta especie presenta períodos definidos de floración y fructificación, los que tienen una secuencia en el año, comenzando por la floración en el período menos lluvioso, y la fructificación resultó abundante en el período más lluvioso.

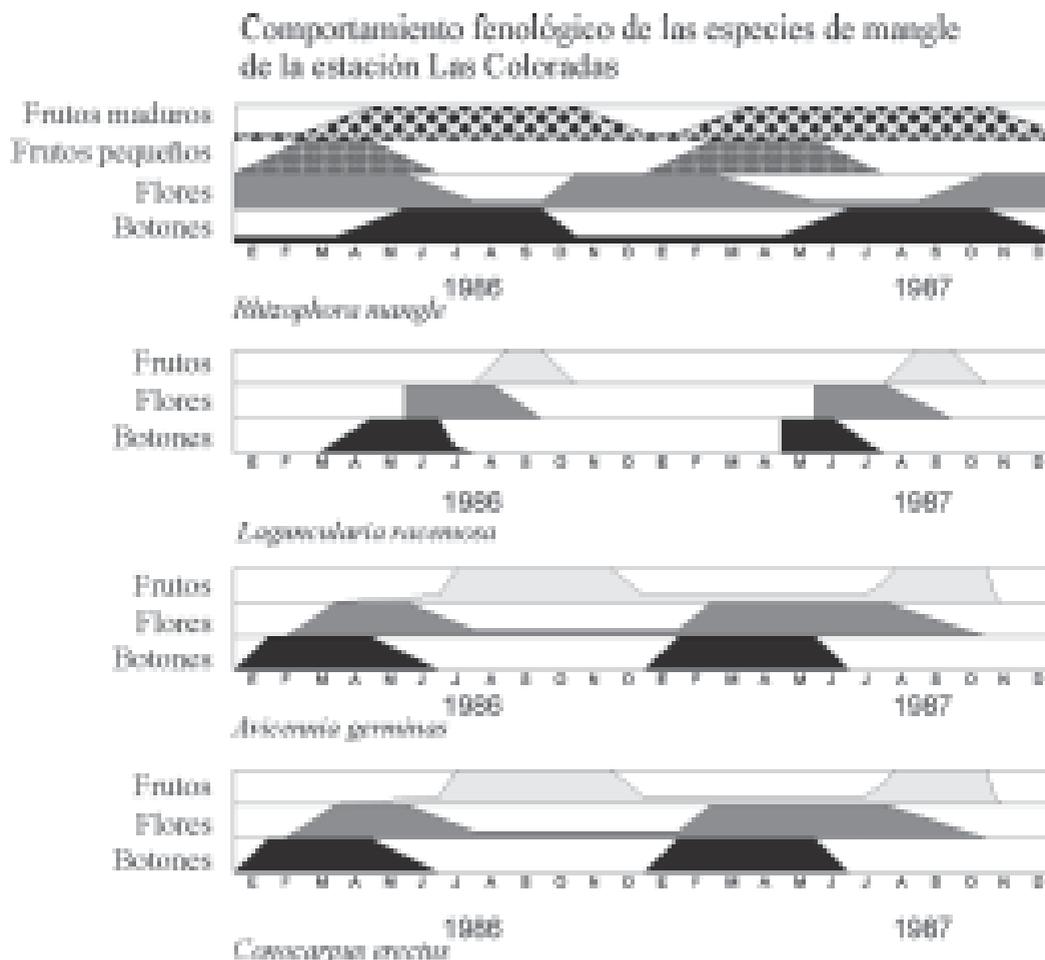


Fig. 3. Comportamiento fenológico de las especies arbóreas de mangle en la estación de Las Coloradas-Cabo Cruz.

En la costa del Pacífico centroamericano Jiménez (1994), señaló que *A. germinans* florece desde enero hasta mayo, con picos desde finales de febrero a inicios de marzo; los frutos se observaron entre agosto y noviembre, con máximos de propágulos maduros desde finales de septiembre a inicios de octubre. Para *A. bicolor*, este autor encontró que los botones aparecen de noviembre a febrero, mientras que las flores se observan desde finales de diciembre a febrero, que coincide con la estación seca; los frutos inmaduros se observaron desde febrero a julio y los maduros de julio a septiembre. La variación interanual de los máximos valores de floración reportada para esta especie es de 2 a 3 semanas. Las inflorescencias fueron observadas fundamentalmente en los árboles con copas expuestas al sol.

Para las especies *L. racemosa* y *C. erectus* (Fig. 3) se encontraron patrones fenológicos semejantes, con períodos definidos de floración y fructificación, coincidente con la discutido para los bosques de mangles en la estación de Majana. La aparición de botones en la especie *L. racemosa*, resultó abundante en los meses de mayo y junio en el primer año, y en el mes de abril del segundo año; las flores estuvieron presente de junio a septiembre, con picos en los meses de junio y julio en los 2 años de estudio. Los frutos estuvieron presente desde agosto a octubre, con picos de abundancia durante el mes de septiembre en ambos años.

En el caso de *C. erectus*, los botones fueron observados en los meses de marzo a mayo en el primer y segundo año de estudio respectivamente, con los mayores valores durante marzo.

Las flores fueron abundantes en el mes de abril, en los 2 años de estudio, en el primero se encontraron de forma escasa hasta agosto, y partir de marzo y hasta septiembre en el segundo año. Los frutos estuvieron presentes desde abril hasta diciembre en el primer año, y desde marzo hasta octubre en el segundo. En el primer año, los mayor cantidad de frutos maduros se produjo en los meses de julio a noviembre, en diciembre se encontraron frutos secos, mientras que los frutos inmaduros se detectaron de abril a junio; en el segundo año, los frutos maduros se observaron durante junio a agosto, los inmaduros en los meses de marzo a mayo, y los secos de septiembre a octubre.

Conclusiones

- Las 4 especies estudiadas presentaron abundante follaje durante el año, corroborando su condición de siempre verdes.
- La fase de floración en *R. mangle*, aunque se mantiene todo el año, la mayor abundancia de flores se produce en los meses de menor pluviosidad,
- Las especies *A. germinans*, *L. racemosa* y *C. erectus*, presentaron períodos definidos de tiempo en sus fases de floración y fructificación.
- Las fenofases en las 4 especies estudiadas presentaron desplazamientos de las fases entre años con pequeñas diferencias entre ellos.
- En los 2 sitios de observaciones, estas especies arbóreas mostraron períodos de máxima fructificación coincidentes con la época de mayor pluviosidad, lo que evidencia una estacionalidad de esta fase fenológica fundamental para la regeneración natural y acorde con las estrategias regenerativa de cada especie.

Abstract. *They were carried out studies of the behavior phenological of the four tree species that typify the forests of cuban mangroves, in two places of the cuban archipelago, those that presented abundant foliage during the year, always corroborating their evergreen condition. For the species Rhizophora mangle, the flowering phase although, it stays the whole year the biggest abundance of flowers it takes place in the months of smaller rainy, Avicennia germinans, Laguncularia racemosa and Conocarpus erectus, presented defined periods of time in its flowering phases and fructification. The fenofases in the four studied species presented displacements of the phases among years with small differences among the years. An stationary patterns was observed coinciding the periods of maximum fructification with the time of more rainy*

Referencias

- Albert-Fuentes, D.; A. López y M. Roudna (1993): Observaciones fenológicas en árboles tropicales. Consideraciones metodológicas. *Fontqueria*, 36: 257-263.
- Auspurger, C. K. (1983): Phenology, Flowering Synchrony and Fruit Set of Six Neotropical Shrubs. *Biotropica*, 15(4): 257-267.
- Bawa, K. S. y F.S.P. NG. (1990): Phenology commentary. In *Reproductive ecology of tropical forest plants* (K. S. Bawa y M. Hardley, eds.), MAB, UNESCO, París, pp.17-20.
- Bawa, K. S.; P. S. Ashton y F.S.P. Salloh-Mohd-Nor (1990): Reproductive ecology of tropical forest plants: managements issues. In *Reproductive ecology of tropical forest plants* (K. S. Bawa y M. Hardley, eds.), MAB, UNESCO, París, pp. 3-13.
- Carabias, J. y S. Guevara (1985): Fenología en una selva húmeda y en una comunidad derivada, Los Tuxtlas, Veracruz. En *Investigación sobre la regeneración de silvas altas en Veracruz* (A. Gómez - Pompa y S. del eds), México, vol. II, pp. 27-66.

- Frankie, G. W.; H. G. Baker y P. A. Opler (1974): Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forest in lowland of Costa Rica. *J. Ecol.*, 62(3): 881-920.
- FAO (1994): *Directrices para el ordenamiento de los manglares*. Estudio FAO Montes 117, Chile.
- Janzen, D. F. (1967): Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry season in Central America. *Evolution*, 21: 620-637.
- Jiménez, J. A. (1994): *Los manglares del Pacífico Centroamericano*. Universidad Nacional (UNA), Instituto Nacional de Biodiversidad, 336 pp.
- Menéndez, L.; J. M. Guzmán y R. T. Capote-Fuentes (2006) Manglares cubanos: Biomasa de hojarasca. En *Ecosistemas de manglar en el archipiélago cubano* (Menéndez, L., J. M. Guzmán, eds.), IES, UNESCO.
- Opler, P. A.; G. W. Frankie y H. G. Baker (1976): Rainfall as a factor in the release, timing and sincronization of anthesis by tropical trees and shrubs. *J. Biogeography*, 3: 231-236.
- Ortiz, I. (1990): Fenología de árboles en un bosque semidecídulo tropical del estado Cojides. *Acta Bot. Venezolana*, 16(1): 93-116.
- Pérez Piñero, A. (1988): *La apicultura en las zonas de manglar y en áreas del proyecto PCT/CUB/8851* [inédito], Informe de campo «Manejo Integral del Manglar», La Habana, 6 pp.
- Ramírez, N. y Y. Brito (1987): Patrones de floración y fructificación en una comunidad pantanosa tipo morichal (Calabozo Guarico, Venezuela), *Acta Cient. Venezolana*, 38: 376-381.
- Sarmiento, G. & M. Monasterio (1983): Life form and phenology. *Tropical Savannas*, Elsevier, Amsterdam, pp. 79-108.
- Steven, D.; D. M. Windser; F. E. Patz y B. León (1987): Vegetative and reproductive phenology of a palm assemblage in Panamá. *Biotropica*, 19(4): 342-355.
- Vilamajó, D. (1984): Comportamiento fenológico de especies del estrato arbóreo de un bosque siempreverde. *Ciencias Biológicas*, 11: 79-91.

Manglares cubanos: Biomasa de hojarasca

Leda Menéndez, José Manuel Guzmán y René T. Capote -Fuentes

Introducción

Los manglares están caracterizados por una alta productividad y una elevada tasa de exportación, lo que le confieren a este ecosistema una gran importancia en la ecología de las zonas costeras (Cintron *et al.*, 1980).

Como parte de la productividad de los bosques de mangles, se ha evaluado la biomasa de hojarasca como un parámetro dinámico relativamente fácil de obtener (Rico-Gray y Lot, 1983; Day *et al.*, 1988; Díaz, 1993, Menéndez *et al.*, 2004). Una proporción significativa de la productividad del manglar lo constituye la masa foliar, la cual se incorpora al ambiente de manera continuada. Los bosques de mangles llegan a exportar hasta de 10 a 14 toneladas métricas de materia orgánica por hectárea al año, de las cuales al menos 10 % se transforma en masa íctica y de otros organismos marinos, muchos de ellos residentes permanentes de los estuarios y otros lo utilizan durante algunos momentos de sus ciclos de vida (Bodero, 1993). Autores como Cintron (1981) han señalado una relación estrecha entre las características estructurales de los bosques de mangles y las tasas de biomasa de hojarasca registrada en las diferentes áreas.

Es conocido que en el proceso de descomposición y fragmentación de la hojarasca proveniente del manglar, permite su disponibilidad a los consumidores, además de enriquecer estas partículas, originalmente pobres en proteínas, con proteínas microbianas, e incrementan su valor nutricional (Bodero, 1993).

Diversos autores han llevado a cabo investigaciones relacionadas con la productividad de los bosques de mangles (Odum y Heald, 1974; Twilley y Day, 1999). Los estudios referidos a la obtención de datos de biomasa de hojarasca aumentaron al producirse correlaciones entre la cobertura de los bosques de mangles y la captura de peces en la zona (Turner, 1977; Pauly e Ingles, 1999), y aunque este tipo de correlaciones, según Jiménez (1999), no constituyen pruebas de una relación causa-efecto. Para Davie (1984), los manglares tienen gran importancia por su significativa contribución de carbono y otros nutrientes esenciales a los ecosistemas estuarinos y marinos, debido a que en las aguas tropicales poco transparentes la fijación de energía por fotosíntesis es baja.

El presente trabajo recoge los resultados obtenidos de las mediciones de biomasa de hojarasca, en parcelas seleccionadas en diferentes tipos de bosques de mangles: 4 parcelas se ubicaron en la estación de Majana, y 2 en la zona de Cayamas, localizadas en la provincia de La Habana; 2 parcelas se ubicaron en Las Coloradas y 2 en Cabo Cruz provincia de Granma. Todas las parcelas se encuentran en la costa sur de Cuba.

Biomasa de hojarasca en la Estación de Majana

Los mayores valores de biomasa aportados al sistema se encontraron para las parcelas 3 y 4, sobre todo para esta última, y el menor valor correspondió a la parcela 2, lo que puede estar influido por las diferencias en estructura y composición florística de las parcelas. (Tabla 1). Resultados semejantes a los obtenidos en estas 2 últimas parcelas se reportan para los llamados manglares ribereños por Cintron y Schaeffer-Novelli (1983), con valores estimados de 3,5 g/m².día; la parcela 1 mostró un comportamiento semejante al de los manglares de borde (2,9 g/m².día), mientras que en la 2, estos valores se acercaron a los reportados por diversos autores para manglares de cuenca con 1,9 g/m².día (Pool *et al.*, 1975; Cintron y Schaeffer-Novelli, 1983; López-Portillo y Ezcurra, 1985, Menéndez *et al.*, 2004).

Tabla 1. Biomasa de hojarasca (kg/ha/año) producida en las 4 parcelas de bosques de manglar de la Estación de Majana

Años	Parcelas			
	1	2	3	4
1988	9793,8	7618,0	12366,9	13675,2
1989	10196,2	5695,8	11702,4	11897,3
1990	10646,6	7408,2	11644,5	13055,7
1991	9879,9	6008,8	11650,6	12208,7
Valores medios	10129,1	6682,7	11841,1	12709,2

La producción de biomasa de hojarasca del manglar es mayor en la zona tropical con valores máximos de 14 ton/ha/año, estos valores disminuyen sensiblemente en las zonas subtropicales (Twilley y Day, 1999). Estos autores reportan valores de biomasa de hojarasca que varían entre 11 700 kg/ha/año para manglares ribereños, 9 060 kg/ha/año para manglares de franja y 7 300 kg/ha/año para los de cuenca. Los valores encontrados en las parcelas con diferentes bosques de mangles en Majana fueron semejantes, aunque mayores en tres de las 4 parcelas, y sólo en el caso de la parcela 2 resultaron menores (Tabla 1).

En la figura 1 se muestra el comportamiento de la dinámica de biomasa de hojarasca mensual multianual en las 4 parcelas. Aunque en general se observó una caída continua de hojarasca durante todo el año, se evidencia una tendencia general a la ocurrencia de máximos en la producción de hojarasca en los meses de mayo a octubre, coincidiendo con el período más lluvioso, el comportamiento de las 4 parcelas muestra patrones diferentes, con mayores valores de biomasa en las parcelas 4 y 3, y menores en las parcelas 2 y 1. En las dos primeras los picos de biomasa se corresponden con el mes de mayo, fundamentalmente la parcela 4; aunque también se encontraron detectaron valores altos en los meses de julio y septiembre. En las parcelas 1 y 2 se manifiesta una tendencia a presentar los mayores valores de biomasa de hojarasca en agosto y septiembre.

Según Davie (1984), la biomasa de hojarasca en los bosques de mangles tiene una mayor influencia de las variaciones climáticas anuales, de ahí las diferencias entre los años de muestreo para una misma área. En los 4 años de muestreos realizados en las parcelas de la estación de Majana se observan diferencias entre los años en cuanto al comportamiento de la caída de hojarasca en cada sitio de muestreo, las diferencias entre parcelas se debe, fundamentalmente,

a las diferencias entre los tipos de bosques, tanto por la composición de especies arbóreas como a sus características estructurales.

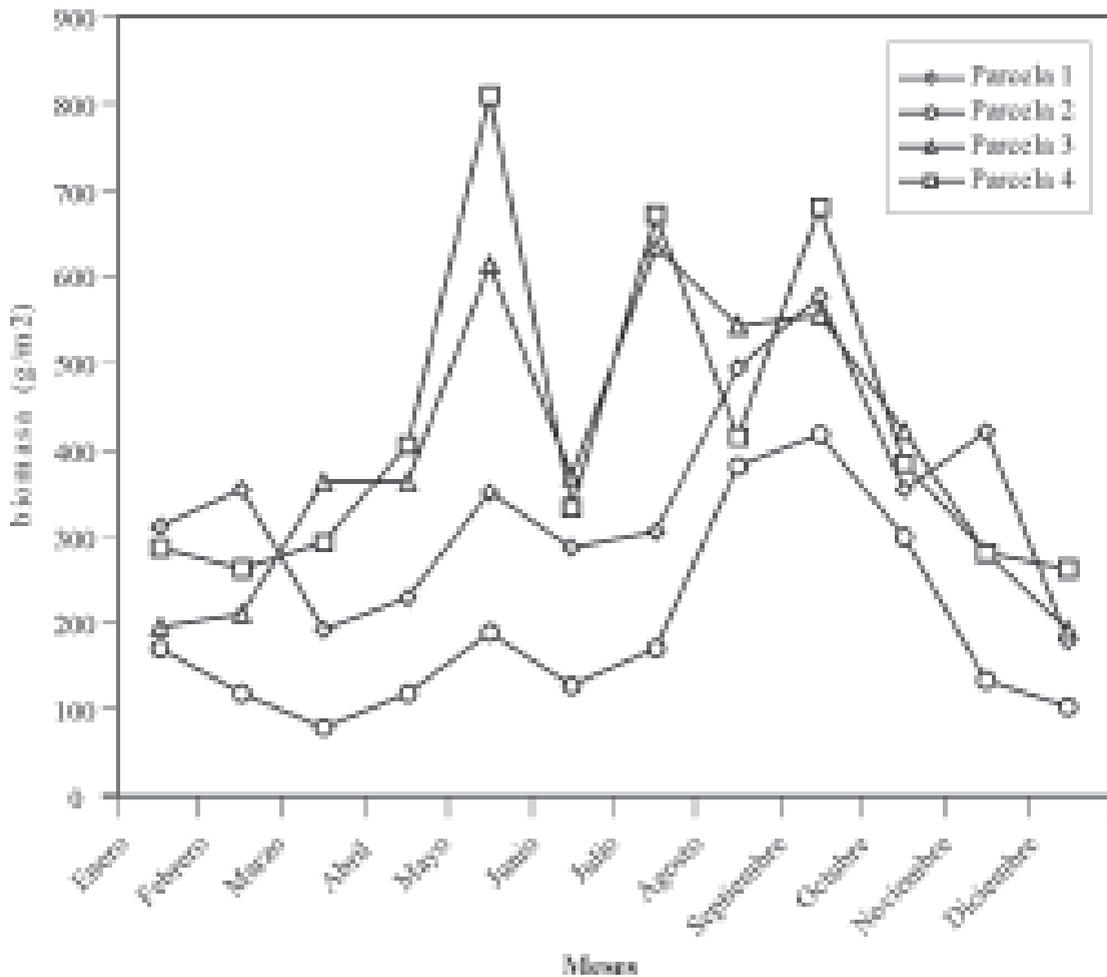


Fig. 1. Dinámica multianual de biomasa de hojarasca 4 tipos de bosques de mangle en la estación de Majana.

Existe semejanza en el patrón de comportamiento de las parcelas 1-2 por una parte y 3-4 por otra, en las primeras los montos de biomasa de hojarasca son menores y es más evidente el pico de caída de hojarasca hacia el final de la época lluviosa, mientras que en las parcelas 3-4, aunque se diferencian picos, los valores se mantienen altos durante la mayor parte de este período de lluvia.

La figura 1 resume los valores de biomasa de hojarasca de las 4 parcelas durante los cuatro años de muestreos. Las desviaciones estándares evidencian que las variaciones para algunos meses son muy grandes por lo que cualquier diferencia no se oculta se aprecia, y los valores obtenidos en los meses más estables en los 4 años de muestreos, quedan contenidos en los valores que presentaron mayor variabilidad.

En los meses de mayo se recoge la mayor variabilidad en cuanto a la producción de biomasa de hojarasca, seguido por julio; si se tiene en cuenta que aunque en mayo se produjo un máximo de caída de hojarasca, los mayores valores se produjeron en los meses de septiembre, pero con una menor variabilidad lo que señala al mes de septiembre como el final del período de mayor

producción de biomasa. El patrón observado responde a una mayor variabilidad en los meses que coinciden con el período más lluvioso a la vez que se registran los mayores valores de biomasa de hojarasca.

Al parecer, la composición florística de cada parcela puede influir en el peso y la distribución de la biomasa de hojarasca en los meses y como monto anual, en este sentido se manifiestan los resultados de la parcela 2, compuesta casi exclusivamente por *A. germinans*. En esta parcela, el patrón de caída de hojarasca estuvo más definido, con máximos localizados en los meses de julio a octubre; mientras que en la parcela 4, con participación de las 4 especies arbóreas mostró un patrón menos estable, tanto en los meses como en los años de muestreos.

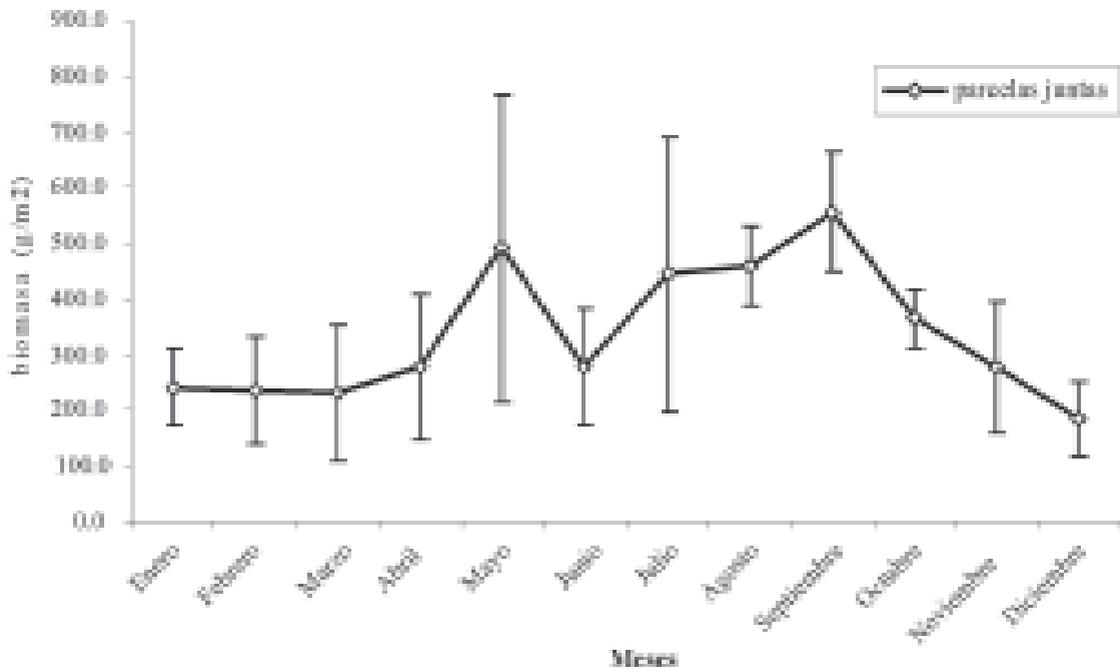


Fig. 2. Año tipo de producción de biomasa del bosque de manglar de Majana.

Los datos indican que la parcela 2 compuesta casi de manera exclusiva por *A. germinans*, tuvo comparativamente una menor producción de hojarasca con respecto a las otras tres parcelas donde participan las otras especies arbóreas de mangles. Este resultado nos indica que *A. germinans* no es la que más biomasa de hojarasca produce, en comparación con los resultados obtenidos en la parcela 4, donde la participación de *L. racemosa* es determinante en el monto total de biomasa de hojarasca, la mayoría de los árboles de esta especie en la parcela 4 son de gran porte y copas frondosas, y la biomasa de sus hojas representa un alto porcentaje del total. Cintron y Schaeffer-Novelli (1983), plantearon que la hojarasca representa entre 20 y 40 % de la productividad neta de este ecosistema y constituye un elemento fundamental en el aporte de materia orgánica a la plataforma adyacente.

En la figura 3 se ofrecen los valores de biomasa de hojarasca por años, por parcelas y por componentes. Los datos obtenidos evidencian diferencias entre los años, las parcelas y los componentes.

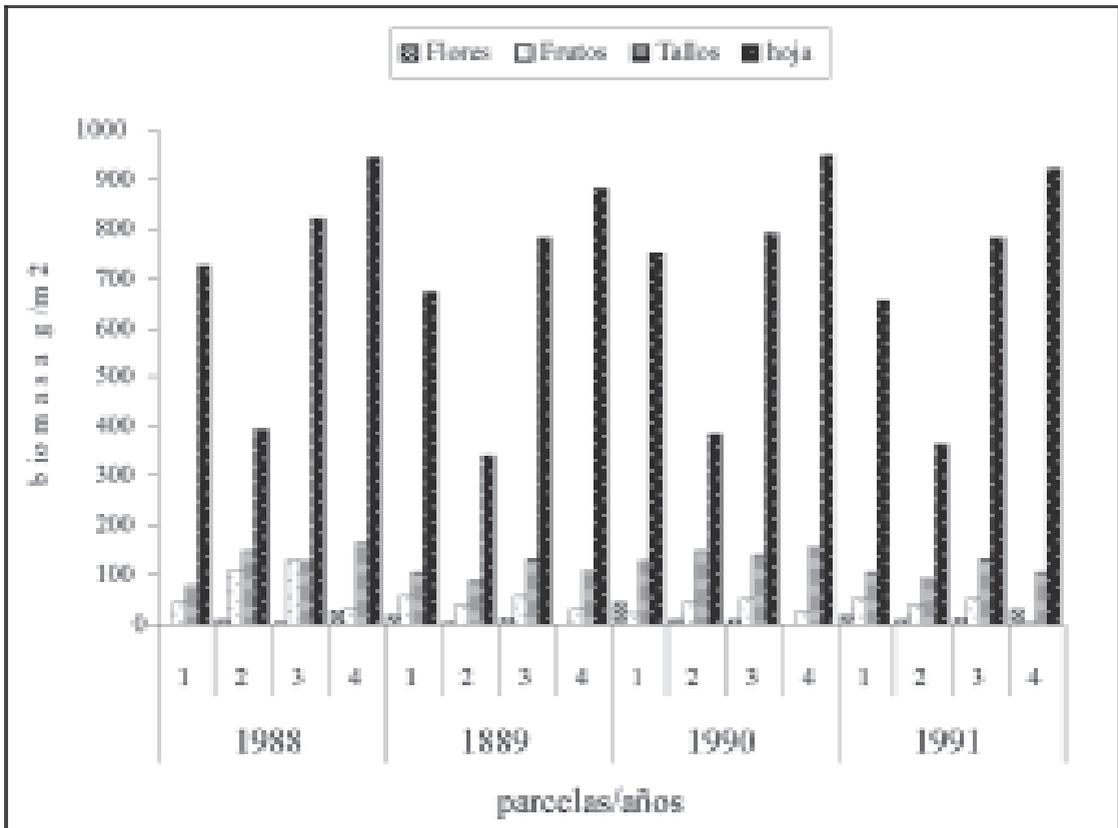


Fig. 3. Gráfico de comportamiento de la biomasa de hojarasca multianual, por parcelas y componentes.

La biomasa de hojarasca en 1988, en las 4 parcelas, presentó picos bien definidos de mayo a agosto, con valores máximos en agosto. En la parcela 3 se registraron 2 picos, uno en marzo y otro en agosto. Como patrón, en este año se observó que la biomasa de hojarasca fue sensiblemente menor en los últimos meses.

Los valores de biomasa de hojarasca de 1989 presentaron un comportamiento diferente; en las parcelas 1 y 2, los mayores valores se obtuvieron en los últimos meses del año, la parcela 3 los mayores valores fueron en los meses de marzo a octubre, mientras que en las parcelas 3 y 4, la biomasa de hojarasca mostró como tendencia general, valores máximos en los meses de agosto a octubre, en la parcela 4 se observaron tres picos de mayo a octubre. En el año 1990 la biomasa de hojarasca presentó patrones semejantes a los que se observaron en 1989, y con tendencia a menores valores en los últimos meses del año a excepción de la parcela 4.

En 1991, la biomasa de hojarasca en las parcelas 3 y 4 mostró mayores valores en los meses del período lluvioso, aunque en la 4 se observaron 2 picos. Las parcelas 1 y 2 en este último año de muestreo, presentaron los mayores valores en los últimos meses. Se evidenció la diferencia de los patrones de caída de hojarasca entre los años y los tipos de bosques representados por las 4 parcelas. En cuanto a los componentes de la hojarasca, la biomasa de hojas fue dominante en todos los muestreos seguida de la biomasa de tallos; la contribución de biomasa de flores y frutos fue pequeña.

Biomasa de hojarasca en la franja costera Las Coloradas-Cabo Cruz

En las parcelas situadas en bosque de manglar y ubicadas en las cercanías de Las Coloradas y Cabo Cruz, Niquero, provincia Granma se obtuvieron los resultados que se exponen a continuación. Los valores de biomasa de hojarasca en las 4 parcelas indican que la biomasa de hojas representó el mayor porcentaje de la biomasa total, mientras que el aporte proveniente del componente flores y frutos fue pequeño, lo que se ajusta a los resultados obtenidos para las parcelas estudiadas en la Estación de Majana (Tabla 2).

Tabla 2. Biomasa de hojarasca anual y por componentes (kg/ha/año) en las 4 parcelas de bosque de manglar en Las Coloradas-Cabo Cruz

Parcelas	Hojas	Tallos	Flores y Frutos	Total
Las Coloradas 1	8 994,5	3 049,1	357,3	11 185,4
Las Coloradas 2	11 097,3	2 597,6	115,9	13 710,5
Cabo Cruz 3	8 216,3	2 047,1	277,5	10 550,3
Cabo Cruz 4	12 056,2	2 562,0	266,0	14 849,0

Los mayores valores de biomasa de hojarasca se encontraron en los bosques de mangle mixto con dominancia de mangle prieto y patabán ubicados en Las Coloradas y Cabo Cruz, correspondientes a las parcelas 2 y 4 respectivamente. El mayor aporte de biomasa correspondió al bosque de la franja costera de Cabo Cruz con 14 849,0 kg/ha/año, los valores de biomasa de hojarasca del bosque en la parcela 2 de Las Coloradas fueron similares pero algo mas bajos (13 710,5 kg/ha/año). Este tipo de bosque mixto tiene semejanzas con el bosque en las parcelas 3 y 4 de la Estación de Majana, caracterizado por la presencia de las 4 especies arbóreas que conforman los manglares en Cuba, con altura de las copas cercanas a los 10 m, con una mayor complejidad en su estructura, lo que influye en la caída de hojarasca todo el año, dado que las diferentes especies arbóreas tienen patrones de caída de hojarasca con diferencias temporales, así como el monto anual (Fig. 4).

Se evidencia que el aporte de las hojas de mangle prieto tuvieron una fuerte representación en el valor total del componente foliar en ambas parcelas, lo que representó prácticamente en 50 % de la biomasa de hojas. En las parcelas 1 y 3 (Figs. 5 y 7) correspondiente a bosque con dominancia de mangle rojo, los valores de biomasa de hojarasca fueron menores que en las parcelas 2 y 4 (Figs. 6 y 8), lo que está influido por una mayor proporción de árboles de mangle rojo en el bosque donde se ubicaron estas 2 parcelas; este resultado se corresponde con lo encontrado en la parcela 1 de la estación de Majana, aunque como se señaló con anterioridad, los menores valores de biomasa de hojarasca se correspondieron con la parcela 2 de Majana, conformada casi exclusivamente por un bosque de mangle prieto con copas pequeñas y 2 el discontinuo.

El comportamiento de la biomasa de hojarasca en las 4 parcelas muestra patrones similares; de manera general, se observó una caída continua de hojarasca durante todo el año con una tendencia a la ocurrencia de máximos en la producción de hojarasca en los meses de mayor pluviosidad comprendidos de abril a octubre, lo que coincide con los resultados obtenidos en las parcelas de la Estación de Majana.

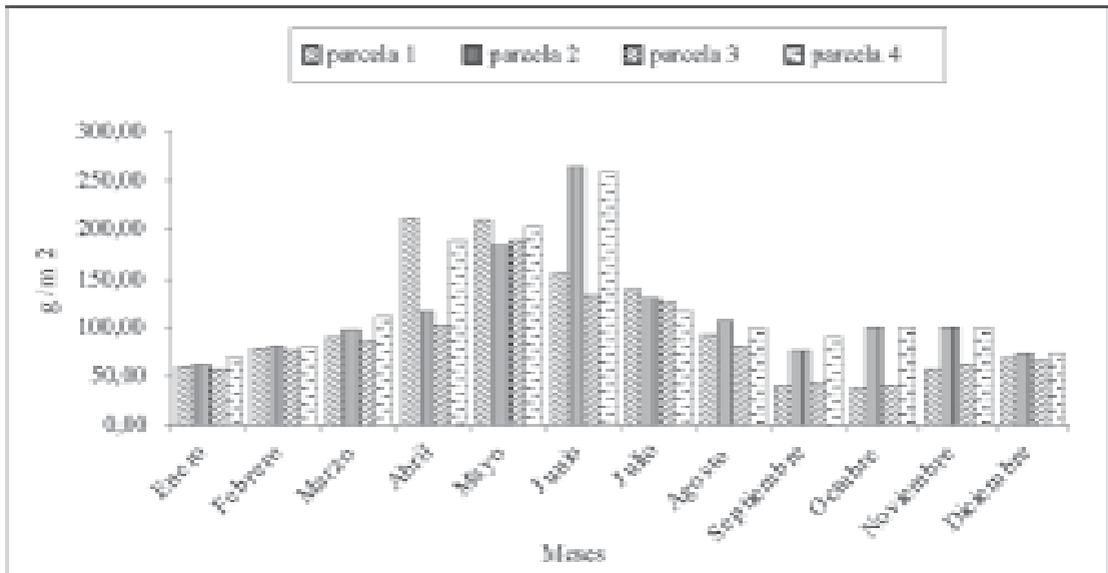


Fig. 4. Comportamiento de la biomasa de hojarasca (g/m^2) en las 4 estaciones.

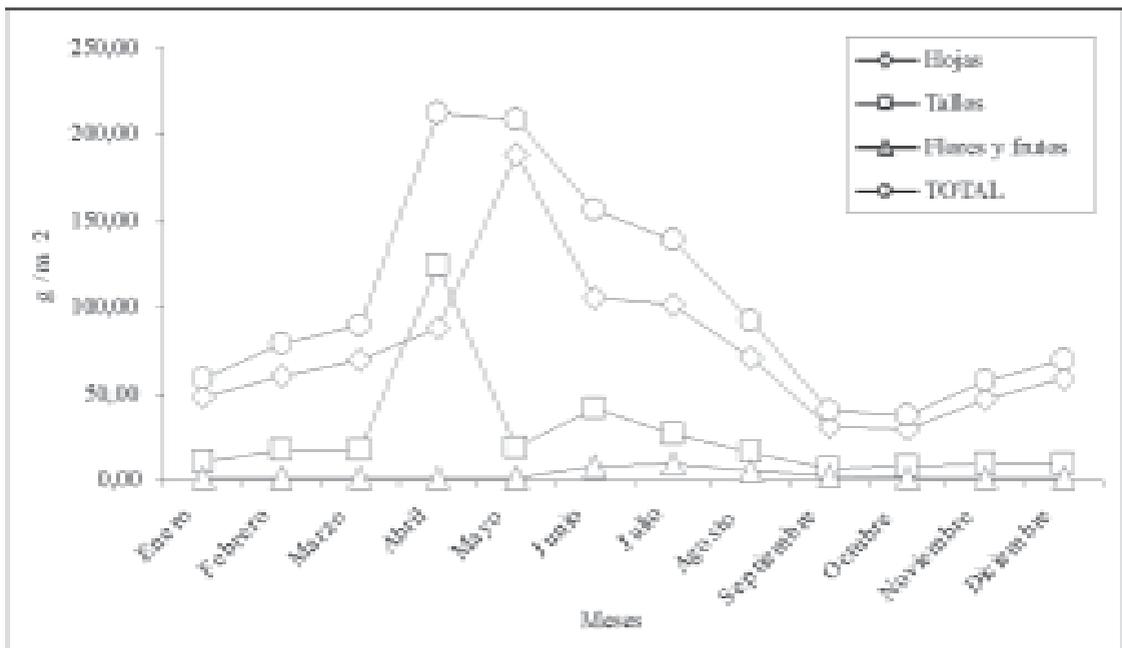


Fig. 5. Comportamiento de la biomasa de hojarasca (g/m^2) en la parcela (con sus componentes), con dominancia de *R. mangle* en Las Coloradas.1, (con sus componentes), con dominancia de *R. mangle* en Las Coloradas.

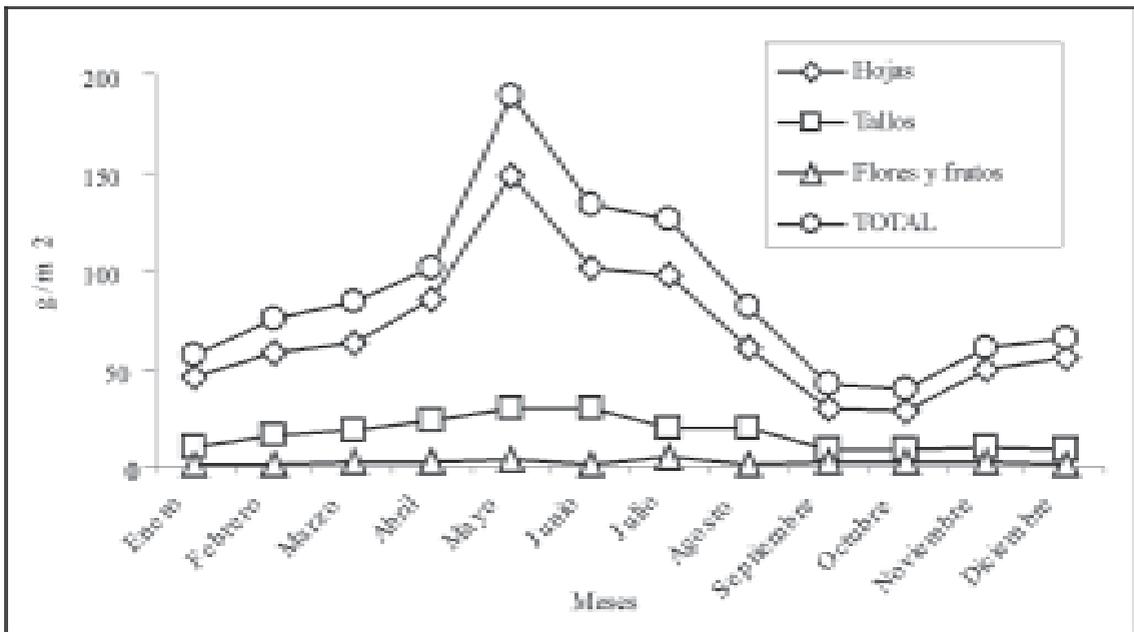


Fig. 6. Comportamiento de la biomasa de hojarasca (g/m^2) en la parcela 2 (con sus componentes), de bosque mixto con dominancia de *A. germinans* y *L. racemosa* en Las Coloradas.

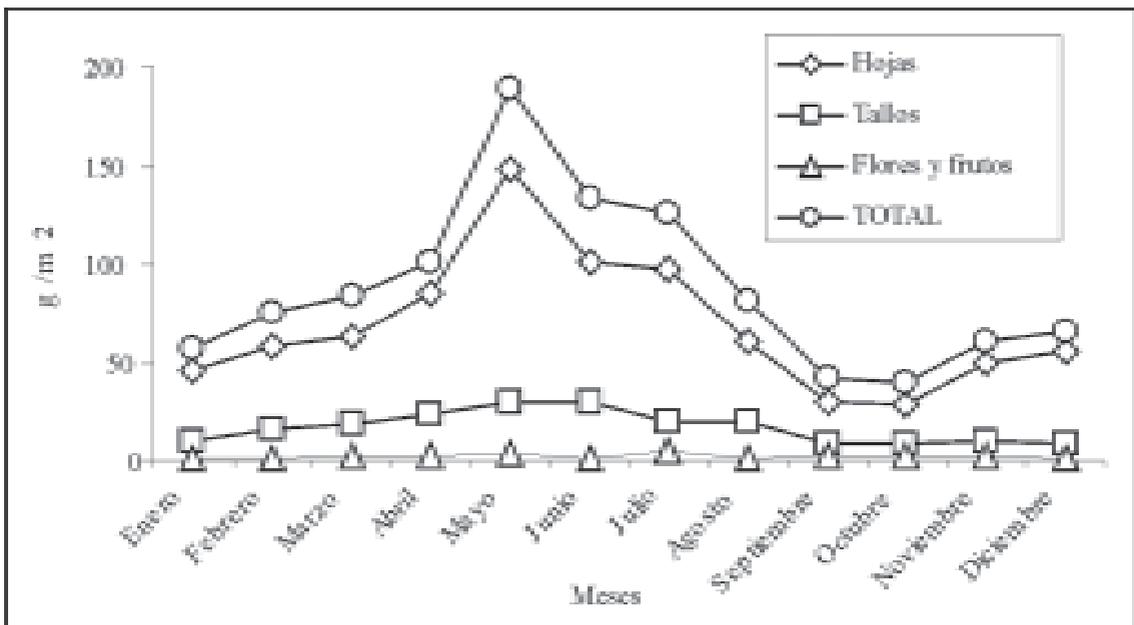


Fig. 7. Comportamiento de la biomasa de hojarasca (g/m^2) en la parcela 3 (con sus componentes), en bosque con dominancia de *R. mangle* en Cabo Cruz.

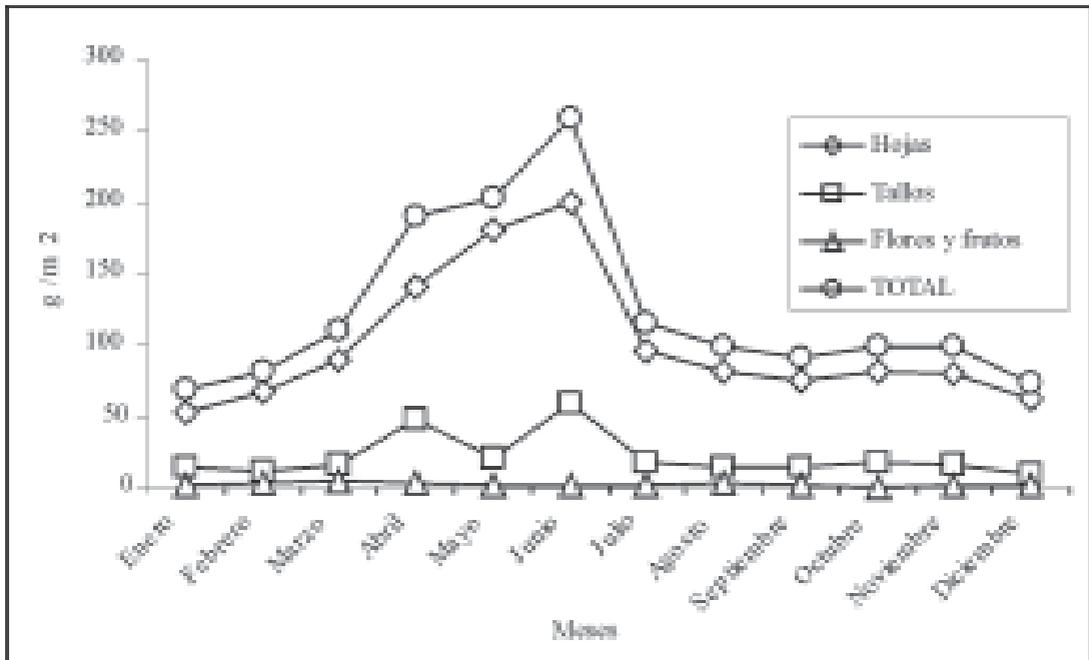


Fig. 8. Comportamiento de la biomasa de hojarasca (g/m^2) en la parcela 4 (con sus componentes), de bosque mixto con dominancia de *A. germinans* y *L. racemosa* en Cabo Cruz:

La biomasa de hojas como componente de mayor contribución a la biomasa de hojarasca total, representó entre 81 % y 77,8 %, lo que corrobora lo planteado por los diversos autores (Tabla 3).

Biomasa de hojarasca en Cayamas

Los valores de biomasa de hojarasca obtenidos en la parcela 1, resultaron bajos, comparados con los obtenidos en las parcelas anteriormente mencionados (Tabla 4); sin embargo, el monto total anual es semejante a los encontrados en la parcela 2 de la Estación estación de Majana, aunque los 2 tipos de manglares son diferentes en su estructura y composición de especies. En la parcela 1 de Cayamas se encuentra un manglar achaparrado o enano, según la clasificación fisiográfica de Lugo y Snedaker (1974), modificada por Cintron *et al.* (1980), con poca altura, pero muy denso por lo que el aporte de biomasa es relativamente alto a pesar de su baja altura. El bosque de *A. germinans* de la parcela 2, de la Estación de Majana, aunque de mayor altura presenta copas pequeñas y follaje poco abundante.

El componente foliar de la hojarasca fue el que mayor aporte de biomasa tuvo en el monto total de hojarasca, para 81,3 % en la parcela 2 y 70,4 % para la parcela 1 (Fig. 9). En esta última parcela, las hojas tienen un menor tamaño, en correspondencia con el porte general del manglar achaparrado. Además, la densidad de las ramas indudablemente influye en el aporte de tallitos a la biomasa de hojarasca total, se observa que el valor de este componente fue superior en la parcela 1 con respecto a la 2 (Fig. 10).

Tabla 3. Valores de biomasa de hojarasca obtenidos en diferentes bosques de manglares del continente americano comparado con los valores obtenidos en Cuba. Se ofrece el valor relativo de la biomasa de hojas..

Localidad	Biomasa de hojarasca (kg/ha/año)	Componente foliar (%)	Autor
Agua, Buzas, México	12 610,0	90	Flares-Verdega (1989)
El Verde, México	11 800,0	89	Flares-Verdega (1987)
Estero del Pargo, México	8 340,0	71	Day et al (1988)
Laguna La Mancha, México	12 360,0	90	Rice-Grey y Lee (1985)
Río Chiriquí, Panamá	20 800,0	-	D'Onof (1993)
Barru Santiago, El Salvador	9 900,0	-	Ramírez y Núñez (1988)
Bosque mixto, Puerto Rico	9 740,0	-	Pool et al., 1975
Florida, Estados Unidos	5 380,0	15	Day et al., (1988)
Cayos Florida, Estados Unidos	10 760,0	-	Pool et al., 1975
Barriguá, Venezuela	14 800,0	71	Burnett et al (1988) (sitado por Lacerda et al., 1993)
Estación Majama, Cuba	10 340,5	XX	Presente-trabajo
Las Coloradas -Cabo Cruz, Cuba	12 573,8	80	Presente-trabajo
Cruceiras	6 711,5	79,9	Presente-trabajo

Tabla 4. Biomasa de hojarasca anual y por componentes (kg/ha/año) en las 2 dos parcelas con vegetación de manglar en Cayamas.

Parcelas	Hojas	Tallos	Flores y Frutos	Total
Cayamas 1	4 344,4	1 619,9	203,8	6 168,1
Cayama 2	6 081,1	1 234,3	160,1	7 475,0

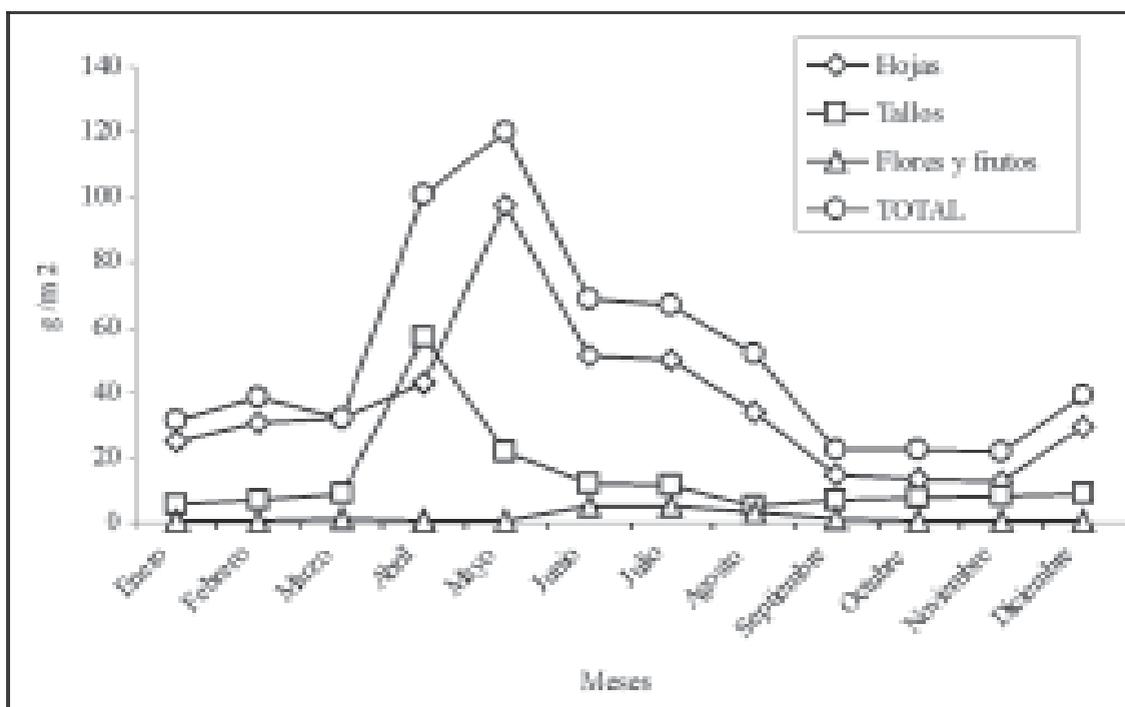


Fig. 9. Comportamiento de la biomasa de hojarasca (g/m^2) en la parcela 1 (con sus componentes), de bosque achaparrado de *R. mangle* y *C. erectus* Cayamas.

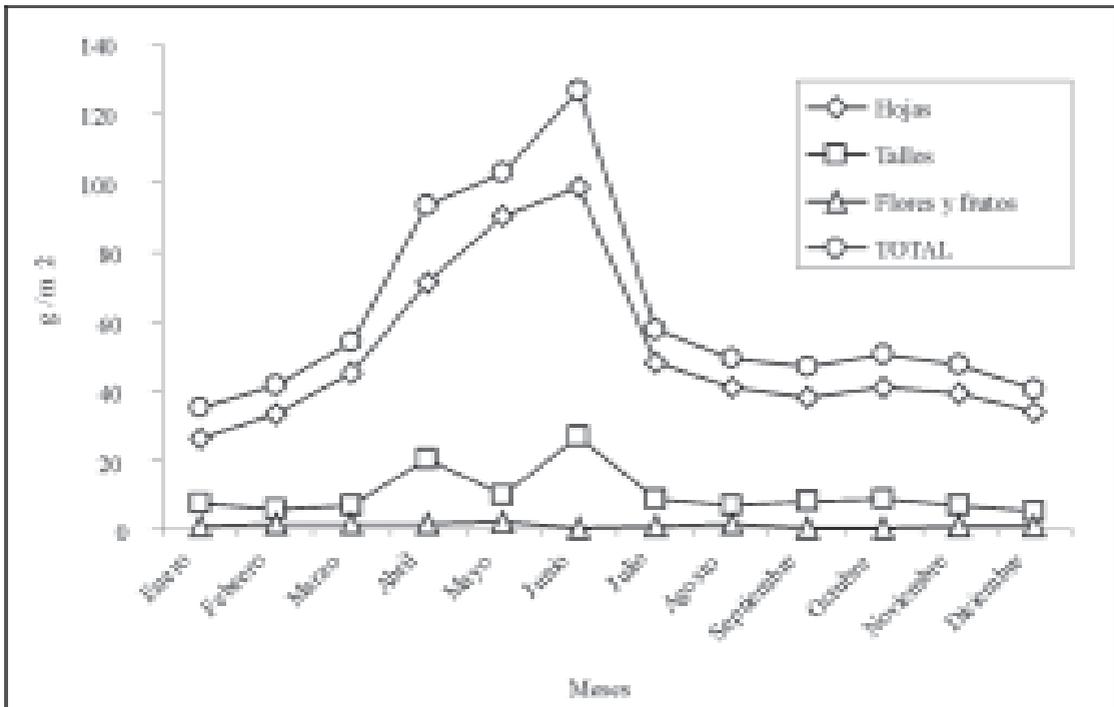


Fig. 10. Comportamiento de la biomasa de hojarasca (g/m^2) en la parcela 2 (con sus componentes), de bosque achaparrado de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa* Cayamas, al norte del Dique.

Consideraciones generales

- Los valores de biomasa de hojarasca encontrados para bosques de mangles en diferentes sitios del Archipiélago Cubano varían según la estructura del bosque y composición de especies.
- La mayor biomasa de hojarasca se reporta para los bosques con mayor complejidad estructural (mayor altura de follaje y área basal), lo que coincide generalmente con bosques de mangles mixtos.
- La caída de hojarasca fue continua todo el año, aunque se observó una tendencia a mayores valores en los meses de mayor pluviosidad.
- Los valores de biomasa de hojarasca encontrados para bosques de mangles cubanos son semejantes a los que se reportan por otros autores en la región americana, y varían según el tipo de bosque.
- El componente foliar fue el de mayor aporte a la biomasa de hojarasca total.
- Se observaron diferencias en el patrón de biomasa de hojarasca entre años y tipos de bosques.
- Aún cuando algunos meses presenten diferentes montos de producción de hojarasca, lo más importante es el aporte que recibe el manglar como ecosistema, que como sistema abierto exporta materia orgánica a la plataforma cercana, fertilizándola. Por eso es necesario comprender la función del bosque en su producción de biomasa de hojarasca de forma integral, como la resultante del aporte de todas las parcelas en su conjunto, las diferencias entre cada tipo de manglar como comunidad vegetal pudieran indicar posibles limitantes o posibilidades para su manejo y estrategias a seguir para su protección.

Abstract. They were obtained the securities of trash biomass in three places with different types of mangrove forests, located in the Majana Mangroves Station, in Las Cayamas, (Artemisa, La Habana province); and in Las Coloradas and Cabo Cruz (Niquero, Granma province). The general tendency was of a continuous fall of trash biomass in the year with securities maxima associated to the rainy period, the biggest securities of biomass belonged together with the forests of more structural development, the component that but it contributed to the total biomass it was foliating, followed by the shafts. The annual amount of trash biomass was vary values between the plots of Cayamas (6168.1 kg/ha/years) up in the plots of Cabo Cruz (14849.0 kg/ha/years).

Referencias

- Bodero, A. (1993): Los ecosistemas de manglar del Ecuador. En *Conservación y Aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las regiones América Latina y África*, ISME, ITTO, pp. 49-67.
- Cintron G. (1981): *Ecología de los manglares*. Guayaquil, 95 pp.
- Cintron, G.; C. Goenaga y A. E. Lugo (1980): Observaciones sobre el manglar en costas árida. En *Memorias del Seminario sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglar*, UNESCO, Montevideo, pp. 18-32.
- Cintron, G; A. E. Lugo y R. Martínez (1980): Structural and funcional properties of mangroves forests. En *The Botany and natural history of Panamá. Monographs in Systematic Botany 10* (G.W. D'Arcy y M.D. Correa, eds.), Missouri Botanical Garden, St Louis, MO., pp. 53-66.
- Cintron, G. y Schaeffer-Novelli, Y. (1983): *Introducción a la Ecología de Manglar*. ROSTLAC, Montevideo, 109 pp.
- Davie, J. D. S. (1984): Structural variation, litter production and nutrient status of mangrove vegetation in Moreton Bay. En *Focus on Stradbroke* (R. J. Coleman, J. Covacevich y P. Davie, eds.), Boolarong Press: Brisbane, pp. 208-223.
- Day, J. W. *et al.* (1988): Productivity and composition of mangrove forest at Boca Chica and Estero Pargo. En *Ecology of Coastal of Ecosystems in Southern Gulf of Mexico: The Términos Lagoon Region* (A. Yáñez-Arencibia y J. W. Day, eds.), Edit. Universitaria, México, pp. 237-258.
- D' Cruz, L. (1993): Estudio y uso de los manglares en la República de Panamá. En *Conservación y Aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las regiones América Latina y África*, ISME, ITTO, pp. 107-120.
- Díaz, L. (1993): «Producción y descomposición de hojarasca de *Rhizophora* spp. (*Rhizophoraceae*) en el estero de Morales, Golfo de Nicoya, Costa Rica» [inédito], tesis de Maestría, Universidad de Costa Rica, 90 pp.
- Flores-Verdugo, F. (1986): Ecología de los manglares y perfil de las comunidades en los ecosistemas lagunares en Agua Brava y Marismas Nacionales, Nayarít, Inf. Tec. Cons. Nat. Cienc. Tecnol. Clave OCECBNA-022068, México, D.F.
- Flores-Verdugo, F.; J. W. Day y R. Briceño-Dueñas (1987): Structure, Litter Fall, decomposition and detritus dynamic in a Mexican Coastal Lagoon with ephemeral. *Inlt. Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 35: 83-90.
- Jiménez, J. A. (1999): Ambiente, distribución y características estructurales de los manglares del Pacífico de Centro América: contrastes climáticos. En *Ecosistema de manglar en América Tropical*. (A. Yáñez-Arencibia y A. L. Lara-Domínguez, eds.), Instituto de Ecología A. C, México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, pp. 51-70.
- Lacerda, L. D. *et al.* (1993): Ecosistema de manglar de América Latina y el Caribe: Sinopsis. En *Conservación y Aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las regiones América Latina y África*, ISME, ITTO, pp. 1-42.
- López-Portillo, J. y E. Ezcurra (1985): Litterfall of *Avicennia germinans* in a one year cycle in a Mudflad at the Laguna de Mecocan, Tabasco, *Biotrópica*, 17(3):186-190.
- Lugo, A. E. y S. C. Snedaker (1974): The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 30-64.
- Menéndez, L.; J. M. Guzmán y R. T. Capote-Fuentes (2005): Los manglares del archipiélago cubano: Aspectos de su funcionamiento. En *Humedales de Iberoamericana* (J. J. Neiff, eds.), Red Iberoamericana de Humedales (RIHU), pp. 237-251.
- Odom, W. E. y E. J. Heald (1972): Trophic analysis of a stuarine mangroves community. *Bulletin Marine Science*, 22: 671-738.
- Pauly, D. y J. Ingles (1999): The relationship between shrimp yields and intertidal vegetation (mangroves) areas: A reassessment. En *Ecosistemas de manglar en América Tropical* (A. Yáñez-Arencibia y L. Lara-Domínguez, eds.), Instituto de Ecología A. C., México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, pp. 311-317.
- Pool, D. J.; A. E. Lugo y S. C. Snedaker (1975): Litter production in mangrove forest of Southern Florida and Puerto Rico. En *Proceedings of International Symposium on Biology and Management of Mangroves* (G. E. Walsh, S. C. Snedaker y H. J. Teas, eds.), East-West Center, Honolulu, Hawaii, pp. 213-237.

- Ramírez, B. N. y B.M.G. Núñez (1988): *Producción de detritus de Rhizophora mangle en la Barra de Santiago de El Salvador*. Dpto. Biol., Fac. Cienc. y Humanidades, Univ. El Salvador, San Salvador, 60 pp.
- Rico-Gray, V. y A. Lot (1983): Producción de hojarasca del manglar de la Laguna de la Mancha, *Biótica*, Veracruz, 8: 295-301.
- Turner, J. (1977): Effect of nitrogen availability on nitrogen cycling in a Douglas-fir stand. *Forest Science*, 23: 307-316.
- Twilley, R. R. y J. W. Day Jr. (1999): The productivity and nutrient Cycling of mangroves Ecosystems. En *Ecosistemas de manglar en América Tropical* (A. Yáñez-Arencibia y L. Lara-Domínguez, eds.), Instituto de Ecología A.C., México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring, MD USA, pp. 127-152.

Producción primaria de *Rhizophora mangle* en cayo Coco

Raúl Gómez y Marianela Torres

Introducción

Diversos autores consideran a los detritos originados de los árboles de mangle como la más importante fuente de energía de las aguas costeras. La productividad primaria neta es la diferencia entre dos procesos: fotosíntesis y respiración y su cociente varía de 0,1 a 0,5 y depende de la salinidad (Carter *et al.*, 1973. citado por Rollet, 1984). La productividad se mide directa e indirectamente. La medición del crecimiento de la madera, de la mortalidad y la acumulación de mantillo de hojarasca «litter», permite una evaluación estadística bastante aceptable sobre la producción neta (Rollet, 1984).

El estudio de la productividad primaria de los manglares es relativamente reciente en América, las primeras evaluaciones sobre la producción se deben a Golley *et al.* (1962), y se define como el incremento de la biomasa (o energía bioquímica almacenada) por unidad de superficie o volumen por unidad de tiempo.

La productividad es la relación entre la producción y la biomasa y puede variar dependiendo de la latitud, tipo de bosque, especies, sustrato, salinidad etcétera. En el continente americano existen unas 11 especies de mangle, de las cuales las más estudiadas son: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* (Tovilla, 1994).

Área de estudio

Cayo Coco forma parte del sistema insular en general y, en particular, del grupo conocido como Archipiélago de Camagüey. Está separado de Cuba por una distancia aproximada de 17 km con una superficie de 372 km². Limita al norte con el mencionado Canal Viejo de las Bahamas, al sur con la Bahía de Los Perros, al este con la Bahía de Jigüey y Cayo Romano y al oeste con la Bahía de Buena Vista; específicamente se extiende desde los 22° 25' hasta los 22° 33' de latitud norte y desde los 78° 18' hasta los 78° 38' de longitud oeste.

El estudio se realizó en las parcelas de monitoreo del proyecto CARICOMP en Cuba (100 m² cada una, con 10 colectores), ubicadas en el canal de La Jaula en cayo Coco en un manglar de borde de *Rhizophora mangle*. Se aplicaron diversos estadísticos [análisis de varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis)] utilizando el paquete estadístico sigma stat, prueba de Newman-Keuls, prueba de Kolmogorov-Smirnov y Bartlett, análisis canónico de correspondencias (CANOCO) Ter Braak (1986).

Biomasa de hojarasca

La caída de hojarasca durante el año de muestreo presentó diferencias significativas entre los meses evaluados (Fig. 1), siendo mayor en los meses del período lluvioso con la excepción de diciembre que es un mes del período no lluvioso donde ocurrieron precipitaciones de interés para esta época.

El mayor valor se observa en octubre, el cual presenta diferencias significativas con el resto de los meses estudiados. Diciembre es el segundo de mayor producción, algo a destacar por la situación sinóptica que se presentó durante esta temporada invernal, donde se obtuvieron acumulados por encima de los 100 mm en diciembre y enero. En relación con este último mes, es de señalar el gran volumen de lluvia caído entre el período analizado (20 de diciembre-18 de enero) con 330 mm que contrasta con el menor valor de productividad del estudio. Esto puede estar dado porque estos valores de precipitación se produjeron en un término de 24 horas al segundo día de haber comenzado la colecta correspondiente a enero y en el resto del período no llovió más hasta los días 10 y 11, por lo que no se considera significativo para todo el período analizado, pudiendo haber tenido una mayor repercusión desde el punto de vista fisiológico, otros factores como la temperatura, las horas-luz, la velocidad del viento propio de este mes de la etapa invernal en Cuba.

El resto de la temporada lluviosa no presentó diferencias significativas, sus valores de productividad superaron a los demás meses del período poco lluvioso, que sí presentaron diferencias significativas entre ellos, siendo menor en enero con 22 g/m²/mes.

La caída de la hojarasca en las plantas está influenciada por múltiples factores como los cambios fisiológicos y los tensores naturales y artificiales. Tovilla y De la Lanza (1999) en estudios realizados en México con la especie *Conocarpus erecta* (yana) encontraron variaciones significativas dentro del período analizado con los mínimos en enero y febrero y los mayores registros en junio y julio, observándose una periodicidad en la producción y cada 6 meses un pico elevado de ella. La producción media diaria fue de 2,59 g/m² (Tabla 1) coincidiendo con los valores obtenidos por Pool *et al.* (1975), para esta especie en bosques de manglar del sur de la Florida y Puerto Rico y por Tovilla y De la Lanza (1999) en el Pacífico mexicano para la especie

Tabla 1. Producción promedio de hojarasca obtenida durante el estudio (junio 2 000-mayo 2001)

Parámetros	Valores
Producción promedio diaria	2,59 g/m ²
Producción media mensual	79,05 g/m ²
Producción anual	948,65 g/m ²
Producción periodo lluvioso / no lluvioso (g/m ²)	591,75 / 356,92

Conocarpus erectus.

La producción media mensual fue de 79,05 g/m², y el mes de octubre resultó el de mayor producción y enero el de menor durante el estudio (Fig. 1). Tovilla y González (1992) encontraron para la especie *Rhizophora mangle* valores de producción mensuales entre 140 y 200 g/m²/mes en la Laguna de Alvarado en México, con un valor mínimo en diciembre. Day *et al.* (1987)

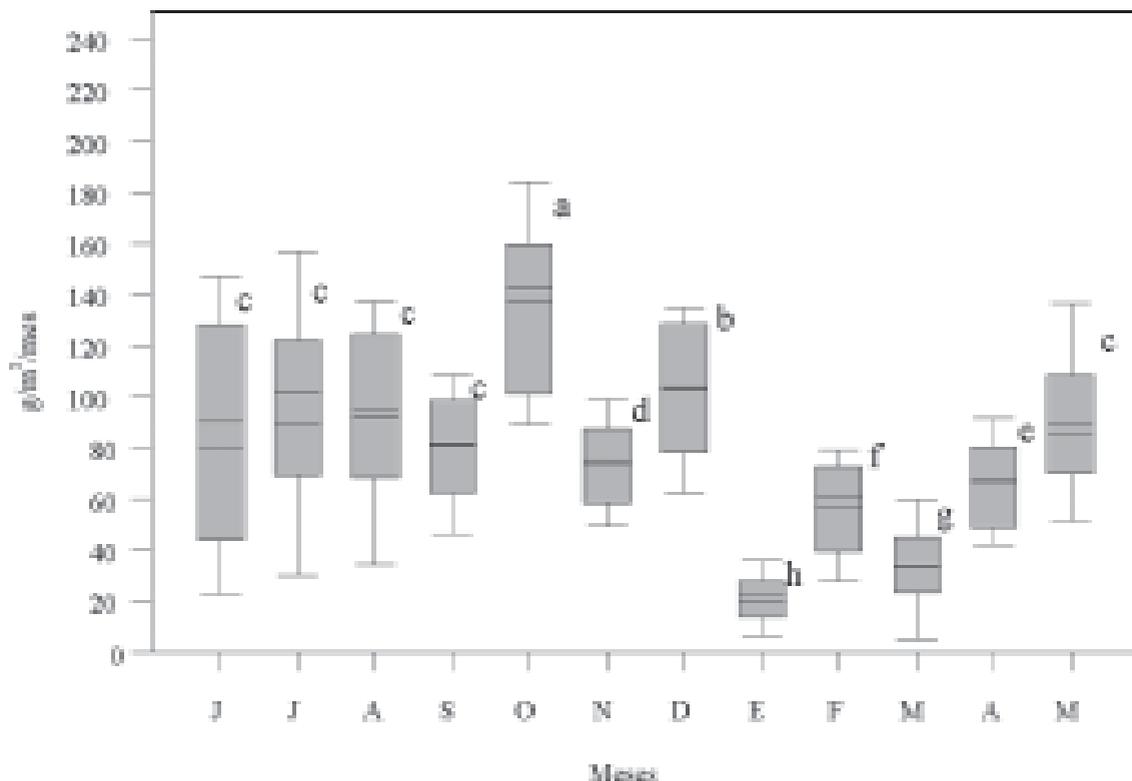


Fig. 1. Producción de horasca por meses.

en este mismo país, en la Laguna de Términos y con la misma especie encontraron valores entre 20 y 140 g/m²/mes con máximos en los meses de mayo y septiembre, y mínimos en febrero y diciembre.

La producción anual del manglar fue de 948 g/m², y fue superior a los valores encontrados por Cintrón y Schaeffer (1983) en La Florida, en estudios realizados con la misma especie en manglares Ribereños de esta región. Otros estudios efectuados en el litoral del Golfo de México por varios autores (Tovilla, 1991; Rico Gray y Lot, 1983; Day *et al.*, 1987; Tovilla y González, 1992) reportan valores desde 727 g/m²/año hasta 1 565 g/m²/año, lo que manifiesta la gran variabilidad de la productividad y la dependencia de ésta de varios factores antes mencionados.

La producción total de hojarasca fue significativamente superior en la época de lluvia en relación con el período poco lluvioso con valores de 591,75 g/m² vs 356,92 g/m² respectivamente (Fig. 2) lo que demuestra lo planteado por varios autores sobre la influencia de las precipitaciones, y la productividad del ecosistema (Pool *et al.*, 1975; Negrón, 1980).

Las variables climáticas analizadas en el estudio (lluvia, temperatura, humedad relativa, velocidad promedio del viento, horas-luz) (Fig. 3) que más influyen de forma significativa en el análisis es la *temperatura* para la época lluviosa, donde se alcanzan los mayores valores durante el año en nuestro país, y la *velocidad del viento* para la época poco lluviosa (período invernal), donde predominan los frentes fríos que son precedidos por el inseparable anticiclón migratorio y producen vientos fuertes de componente norte.

El viento máximo medio para nuestra región es de 39,6 km/h, superiores en el período invernal como consecuencia de los anticiclones migratorios que afectan en ese período.

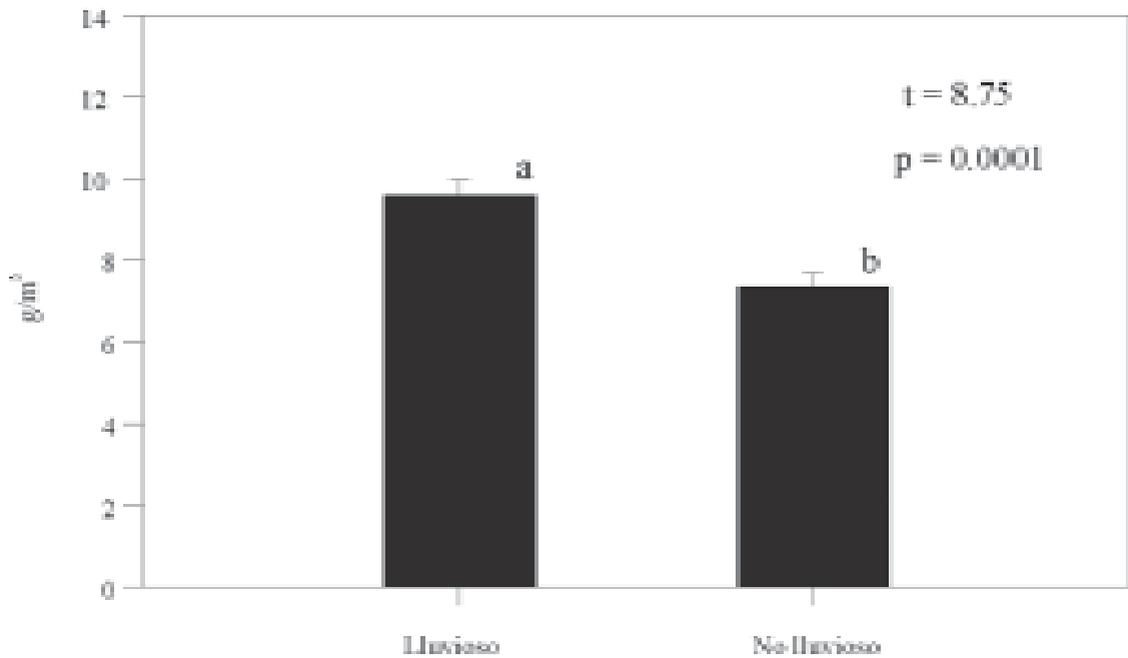


Fig. 2. Producción de horasca en ambos sentidos.

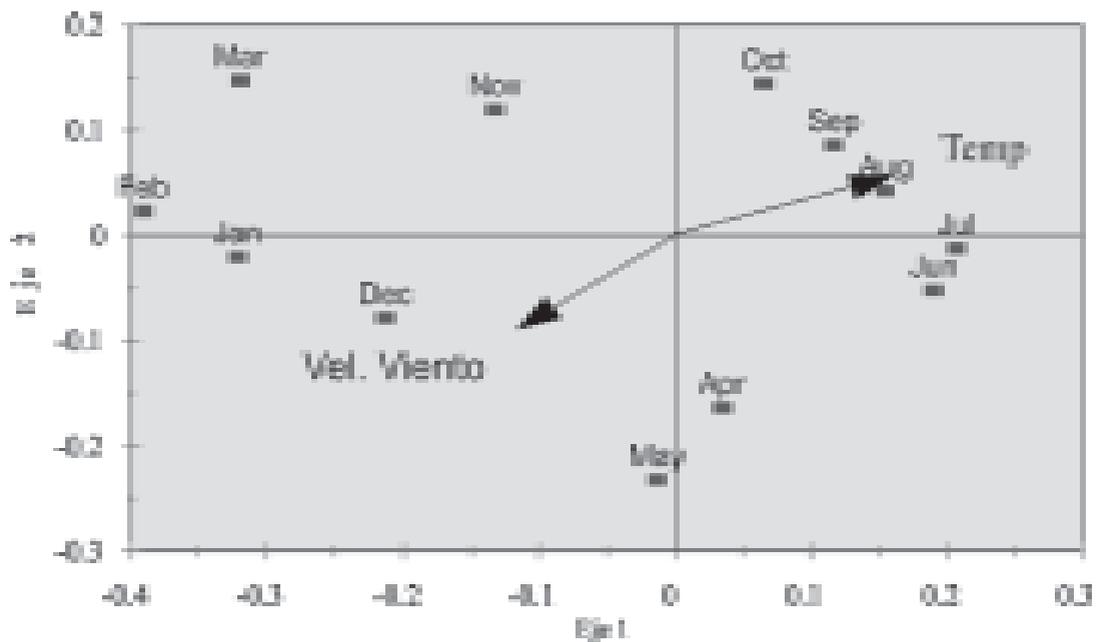


Fig. 3. Relación de productividad con las variables climáticas estudiadas..

Conclusiones

- La productividad primaria del manglar presenta una periodicidad bien definida entre los meses del año, con diferencias significativas.

- La producción de biomasa de hojarasca promedio diaria del manglar del área de estudio en Cayo Coco fue de 2,59 g/m²/d.
- La producción media mensual fue de 79,05 g/m², y los meses de octubre y enero resultaron el de mayor y menor producción respectivamente.
- La producción anual de biomasa de hojarasca del manglar fue de 948 g/m² similares a los obtenidos para el área del Caribe.
- La producción total de hojarasca es significativamente superior en la época de lluvia con relación al período poco lluvioso con valores de 591,75 g/m² vs 356,92 g/m² respectivamente.
- Las variables meteorológicas que más influyen en la producción de hojarasca es la temperatura durante el período lluvioso y la velocidad del viento durante el período no lluvioso.

Abstract. *The authors carried out a study of the productivity of the swamp in forest of border of Rhizophora mangle by means of monitoring parcels in the mark of the project CARICOMP in Cuba, located in the channel of the caye in Coco Cay. It was found that the primary productivity of the swamp presents a much defined rhythm among the months of the year. The one annual production of biomass of trash of the swamp had a amount of 948 similar g/m² to the obtained securities for the area of the Caribbean for other authors. The total production of trash is significantly superior in the rain time with relationship to the not very rainy period with securities of 591, 75 g/m² vs. 356.92 g/m² respectively.*

Referencias

- Cintron, G. y Y. N. Sachaeffer (1983): *Introducción a la ecología del manglar*. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, ROSTLAC, Montevideo, Uruguay.
- Day, J. W. Jr.; W. H. Conner; F. L. Lou; R. H. Day y A. N. Machado (1987): The productivity and composition of mangrove forest, Laguna de Términos, México. *Aquatic Botany*, 27: 267-284.
- Golley, F. B.; H. T. Odum y R. F. Wilson (1962): The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in may. *Ecology*, 43: 1-19.
- Negrón, L. N. (1980): «La producción de hojarasca en el manglar ribereño del Espíritu Santo» [inédito], tesis de Maestría Universidad de Puerto Rico, Río Piedras, Puerto Rico.
- Pool, D. J.; A. E. Lugo and S. C. Snedaker (1975): Litter production in mangrove Forests of southern Florida and Puerto Rico. In *Proceedings of the international symposium on the biology and management of mangroves* (G. Walsh, S. C. Snedaker and H. Teas, eds.), University of Florida, Gainesville, Florida, pp. 213-137.
- Rico-Gray, V. y A. H. Lot (1983): Producción de la hojarasca del manglar de la Laguna de la Mancha. *Biótica*, Veracruz, 3: 295-301.
- Rollet, B. (1984): La ordenación integrada de los manglares: la ecología de los manglares con referencia especial a la base biológica para la ordenación sostenida, forestal y pesca, FAO, Roma.
- Tovilla, H. C. y E. Loa (1991): Manglares y marismas, modificaciones debido a los cambios en el uso del suelo en la costa del estado de Chiapas durante 40 años. En *Memorias del I Congreso Latinoamericano de Administración de la Zona Costera*, 13-15 de marzo, Ensenada, Baja California Norte, México.
- Tovilla, H. C. y E. A. González (1992): Evaluación de la producción de hojarasca de Manglar en tres sistemas lagunares del Golfo de México y el Pacífico. En *Memorias de la III Reunión Nacional Alejandro Villalobos*, 21-23 de octubre, Universidad Autónoma Metropolitana-Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Tovilla, H. C. (1994): Manglares. En *Lagunas costeras y el litoral mexicano* (Guadalupe de la Lanza Espino y Carlos Cáceres Martínez, eds.), Universidad Autónoma de Baja California Sur, México, 525 pp.
- Tovilla, H. C. y De la Lanza, Guadalupe (1999): *Ecología, producción y aprovechamiento del mangle Conocarpus erectus L., Barra de Tecoaapa, Guerrero, México*.
- Zar, J. H. (1984): *Biostatistical Analysis*. Second edition, Prentice-Hall, New Jersey, pp. 244-247.

Biomasa de raíces en los manglares de Majana

Luis Hernández

Introducción

Los ecosistemas de manglar son unidades autosuficientes de paisaje litoral que responden a procesos geomorfológicos a largo plazo y a interacciones continuas con ecosistemas vecinos en el mosaico regional. Son sistemas abiertos con respecto a la energía y a la materia, por tanto, se pueden considerar como ecosistemas de «interfase» que incluyen ecosistemas terrestres y de estuarios costeros. El hecho de que los ecosistemas de manglar sean abiertos ha provocado que el hombre confronte problemas difíciles cuando trata de manejarlos y conservarlos, particularmente con respecto a la pesca que depende de los estuarios (Lugo y Snedaker, 1974).

El bosque de mangles (o manglar) y las comunidades de marismas y ciénagas que se hallan en las zonas influenciadas por las mareas, pertenecen a los tipos de vegetación más productivos del planeta; la producción primaria neta alcanza 20-40 t.ha⁻¹. año⁻¹. Sin embargo, la biomasa depositada (100-200 t.ha⁻¹. año⁻¹) es menor que la del bosque pluvial tropical (400-500 t.ha⁻¹. año⁻¹; cf. Larcher, 1975; Lighthouse Foundation, 2004). Los estimados de la biomasa radicular de los manglares son los mayores que se han reportado para varios bosques tropicales y templados (Komiyama *et al.*, 1987, 1988). Los manglares pueden situar la mayor parte de producción primaria neta en las raíces, y utilizarlos como soporte, para la respiración y la toma de nutrientes en el aluvio, que es inestable y anaeróbico.

Los manglares cubren las costas cubanas en una extensión de 5,6 % (los bosques cubren alrededor de 18 % del territorio cubano; vea *Atlas de Cuba*, 1978), estos ecosistemas de manglares representan una gran cubierta de vegetación de la isla; su alta producción biológica y su amplio desempeño ecológico merecen particular atención.

El objetivo de este estudio fue estimar la biomasa de raíces viva y muerta (sobre todo la biomasa de raíces finas) y los detritos, así como su distribución vertical en el perfil del suelo en *Rhizophora mangle* L. y *Avicennia germinans* Jacq. y especificar algunas diferencias en la biomasa de raíces de estas dos zonas del manglar en la costa sur occidental de Cuba.

Área de estudio

El trabajo de estimación de la biomasa radicular se llevó a cabo en bosques de *R. mangle* y *A. germinans*, cerca del pueblo de Majana, situado a unos 12 km al sur de Artemisa (22° 41' N, 82° 47' W) en la parte sur occidental de la provincia de La Habana. La temperatura media anual del aire de la región es 25° C y la precipitación media anual es 1 200 mm. El período seco (noviembre-abril) está caracterizado por 50 mm de precipitación (Herrera *et al.*, 1986). El

bosque de mangle está temporal o permanentemente inundado. Representa una comunidad bien establecida con regeneración abundante (Herrera *et al.*, 1986).

La comunidad de *R. mangle* que crece a una distancia de unos 15-20 m del mar está caracterizada por árboles dominantes de *R. mangle* (75 % en toda la comunidad). De acuerdo con Hernández y García [inédito], el diámetro del tronco de la mayoría de los árboles (95 %) era de 3 a 8 cm. En esta comunidad, *A. germinans* está representada (25 %) por árboles que tienen 10 a 28 cm de diámetro (más 60 % de todos los árboles de *A. germinans*). La segunda comunidad estudiada estaba situada a unos 100 m de la orilla del mar, y la población dominante de *A. germinans* era muy homogénea. La comunidad está compuesta mayormente (54 % de todos los árboles) por árboles relativamente jóvenes de esta especie (diámetro del tronco sólo de 5 a 10 cm), con unos pocos árboles de *R. mangle*, pequeños, jóvenes, y en vías de desaparición. La densidad de la comunidad de *A. germinans* era menor (2 930 árboles de más de 3 cm de diámetro/ha) en comparación con la comunidad de *R. mangle* (4 150 árboles/ha). Sin embargo, en este manglar más ralo de la segunda zona, había lotes de pequeñas plantas jóvenes de *A. germinans*, que provienen de individuos recién germinados. La altura de ambos lotes alcanza unos 10 m.

El suelo mostraba procesos hidromórficos y salinos. El sustrato del bosque de *R. mangle* es una marga con turba muy salinizada, mientras que *A. germinans* crece sobre turba fibrosa, medio salinizada, depositada sobre marga con depósitos bioaluviales (Ortega, 1982). En la tabla 1 se da una descripción detallada del perfil del suelo en ambas zonas de manglar.

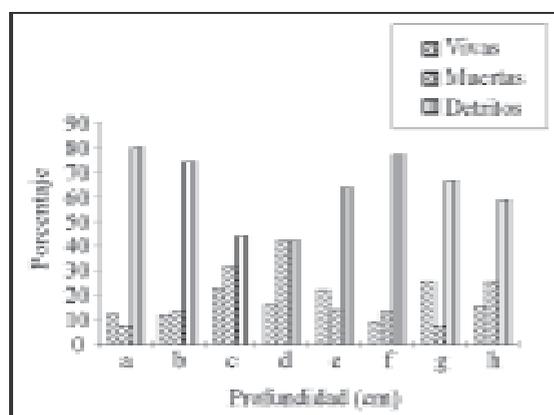
Biomasa radicular

La biomasa radicular total promedio (raíces hipógeas en la capa de suelo de 0-0,25 m) fue de 3 130 y 2 449 g/m² en los bosques de *R. mangle* y *A. germinans* respectivamente (diferencia estadísticamente significativa a $P \leq 0,01$). Sin embargo, la cantidad de raíces en la capa de suelo de 0-0,25 m representa sólo alrededor del 70 % (*R. mangle*) y 80 % (*A. germinans*) de la biomasa radicular total hallada en la capa de suelo de 0-0,4 m. La proporción de biomasa total de raíces finas (raíces < 1 mm) fue de más de 50 % en ambos lotes de mangle estudiados (Tabla 2). La de biomasa raíces viva fue mayor para todas las categorías raíces en el lote de *R. mangle* (47,1-73,9 %) que la de *A. germinans* (40,8-51,6 %), con diferencias estadísticamente significativas (Fig. 2). En comparación con el lote de *A. germinans* la biomasa viva de diferentes categorías radicales en el lote de *R. mangle* fue de casi el doble: la biomasa de las raíces finas vivas (< 1 mm) fue mayor en 202 g/m² y la biomasa total de raíces finas en 626 g/m² (estadísticamente significativa para $P \leq 0,001$ y $P \leq 0,01$ (Tabla 2). Sin embargo, no hubo diferencias estadísticamente significativas en la cantidad de raíces muertas: se hallaron 851 y 804 g/m² de raíces finas muertas y 1 425 y 1 370 g/m² de materia radicular total muerta en los lotes de *R. mangle* y *A. germinans* respectivamente. Una excepción fue una mayor cantidad de masa seca de raíces muertas en las categorías de 1-2 mm y 2-5 mm de diámetro en el lote de *A. germinans*.

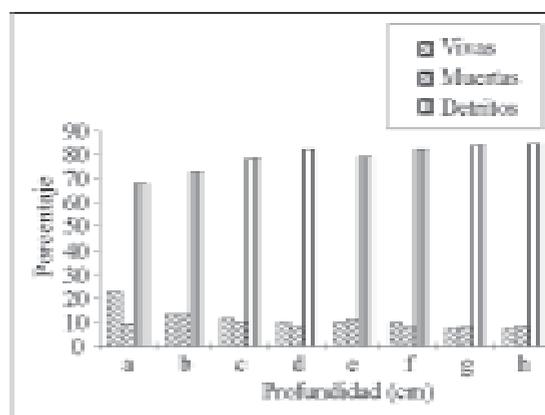
La biomasa promedio total de las raíces aéreas (neumatóforos) fue de 372 y 673 g/m² en las comunidades de *R. mangle* y *A. germinans* respectivamente. La masa seca de neumatóforos muertos fue muy baja en los dos lotes estudiados (alrededor de 3-4 % de la biomasa total). Los neumatóforos forman la parte principal de la biomasa radicular aérea en los lotes estudiados, mientras que la presencia de raíces fúlcreas fue mucho menor (incluso en la comunidad de *R. mangle*) en comparación con la zona cercana al mar donde la densidad de raíces fúlcreas aéreas de *R. mangle* fue muy alta. El promedio de la biomasa de raíces vivas y raíces totales,

Tabla 1. Descripción de los perfiles de suelos de acuerdo a las observaciones realizadas en el campo

Horizonte	Profundidad (m)	Color	Contenido de humus	Contenido de carbono	Raíces
Perfil No 1	Rhizophora mangle:				
Ao	+0,1-+0,05 hojarasca sin descomponer	Amarillo-verde naranja	-	No	-
Aoo	+ 0,05-0 Estrato formado por hojarasca descompuesta	Negro	Alto	Moderado	-
A	0-0,07 Arcilla mezclada con materia orgánica	Pardo oscuro	Alto	Medio	Algunas finas
A	0,007-0,36 Arcilla arenosa mezclada con porciones del estrato superior	Pardo oscuro	Alto	Medio	Finas-abundantes Medias-algunas Grutas-pocas
B1	0,36-0,44 Arena mezclada con marga y turba	Gris claro	Medio	Alto	Finas-abundantes Medias-pocas
B2	0,44-0,56 Arena arcilla marga	Gris	Bajo	alto	Finas pocas Medias pocas
Perfil No 2	Avicennia germinans:				
Ao	0,05-+0,03 hojarasca no descompuesta	Negro claro	-	No	-
Aoo	+ 0,03-0 Materia orgánica parcialmente descompuesta	Negro	Alto	Moderado	Finas-pocas
A	0-0,55 Turba con arena	Pardo oscuro	Alto	No	Fina-Abundantes Medias-poco
B1	0,55-0,71 Turba mezclada con marga	Pardo claro	Medio	Alto	Finas-pocas
B2	0,71-+1,06 marga	Gris	Bajo	Alto	Medias-pocas



R. mangle



A. germinans

Fig. 1. Cambios en el porcentaje de la biomasa de raíces finas (vivas y muertas) y los detritos, según profundidades del perfil. Profundidades (cm): a) 0-5, b) 5-10, c) 10-15, d) 15-20, e) 20-25, f) 25-30, g) 30-35 y h) 35-40.

Tabla 2. Fitomasa de raíces vivas y muertas (en gm² de materia seca) en la capa de suelo 0-25 cm para dos especies de mangle de la región de Majana

Clases de raíces	<i>Rhizophora mangle</i>		<i>Avicennia germinans</i>		**q ¹⁰
	X	ES	X	ES	
Neumatorricas					
Vivas	357	39	654	57	*
Muertas	15	2	19	3	NS
Total	372	40	673	28	*
Raíces finas (< 0,1mm)					
Vivas	758	42	554	31	***
muertas	851	49	804	45	NS
total	1 609	90	1 358	75	***
Raíces finas (1-2 mm)					
Vivas	60	6	60	8	NS
muertas	37	3	60	6	***
total	97	8	120	10	NS
Raíces finas (2-5 mm)					
Vivas	161	26	94	9	*
muertas	57	10	88	15	NS
total	218	29	182	16	NS
Raíces finas (5-10 mm)					
Vivas	348	71	166	55	***
muertas	257	51	163	11	*
total	605	81	329	64	***
Raíces finas (10-20 mm)					
Vivas	378	82	205	46	**
muertas	223	59	255	51	NS
total	601	83	460	66	**
Total de raíces (< 20 mm)					
Vivas	1 705	153	1 079	150	***
muertas	1 425	142	1 370	153	NS
total	3 130	238	2 449	258	***
Fitomasa total					
Neumatorricas (Raíces)					
Vivas	2 062	-	1 733	-	
Muertas	1 440	-	1 389	-	
Total	3 502	-	3 122	-	
Detritos	2 407	-	3 771	-	
Total (raíces + detritos)	5 909		6 893		

para las profundidades de suelo 0-0,25 m, en las comunidades de *R. mangle* y *A. germinans* alcanzó valores de 2 062 y 3 502 gm⁻² y 1 733 y 3 132 gm⁻² respectivamente. Por otra parte, grandes cantidades de raíces se encuentran distribuidas en las capas más profundas del suelo (Fig. 3).

De acuerdo con la distribución vertical de las raíces (vivas y muertas) en los perfiles de suelo (Fig. 3) en la comunidad de *R. mangle*, la mayor acumulación se produce en la capa de suelo 0,1-0,25 m (2 423 gm⁻²), que representa 54 % para todo el perfil (0-0,40 m). Por otra parte en

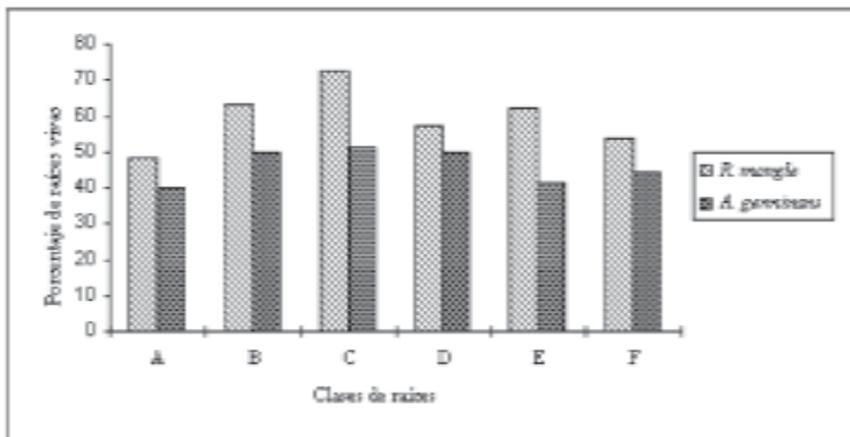


Fig. 2. Porcentaje de la biomasa de raíces vivas según clases diamétricas en la capa de suelo 0-25 cm. Clases de raíces (mm): A) < 0,2, B) 1-2, C) 2-5, D) 5-10, E) 10-20, F) < 20.

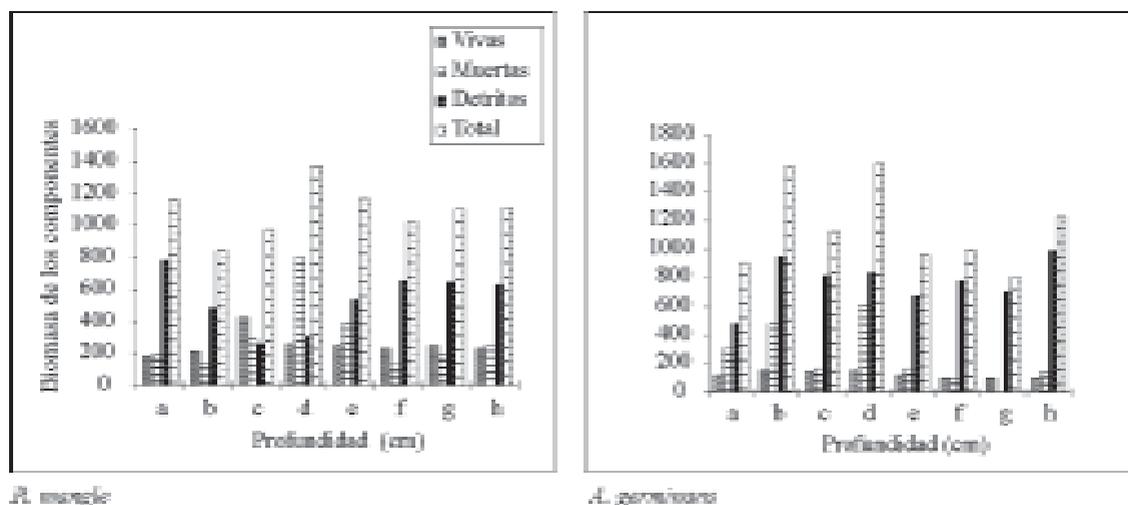


Fig. 3. Distribución vertical de la biomasa de raíces (< 20 mm de diámetro) vivas, muertas, detritos y total subterránea en el manglar de Majana. Biomasa en gramos por metros cuadrados. Profundidades (cm): a) 0-5, b) 5-10, c) 10-15, d) 15-20, e) 20-25, f) 25-30, g) 30-35 y h) 35-40.

la comunidad de *A. germinans* los valores superiores aparecen en la capa 0-0,20 m, con cifras de 2 139 gm² más de 70 % del valor de todo el perfil. Los patrones de distribución en las diferentes clase de raíces (Fig. 4) también fueron acentuados en las raíces finas totales; *R. mangle* acumula 45 % en la capa 01-0,25 m y *A. germinans* el 61,3% en la capa 0-0,20 m, y mantiene también altas proporciones en estas capas en las demás clases de raíces.

A pesar de la variabilidad de algunos de los datos registrados, el por ciento promedio de raíces vivas (Fig. 5) fue de alrededor o mayormente menor de 50 % para la mayoría de las categorías radiculares estudiadas en todo el suelo del bosque de *A. germinans*. Por el contrario, el por ciento de biomasa radicular viva en el bosque de *R. mangle* varió mayormente por encima de 50 %. En *A. germinans*, el por ciento de raíces vivas de todas las categorías radiculares separadas mostró un incremento lineal con la profundidad del perfil del suelo: en la capa de suelo de 0-0,05 m el por ciento de raíces vivas varió entre 26,5 y 41,6 % mientras que a la

profundidad de 0,20-0,40 m lo hizo mayormente entre 40 y 60 %. Se halló una relación diferente en *R. mangle*; los valores menores (24,1-60,7 %) se registraron en la capa de suelo de 0,15-0,25 m, mientras que los mayores valores (60 a 80 %, Fig. 5) se hallaron tanto en las capas de suelo superficiales como en las más profundas. Esto fue típico probablemente para todas las categorías radiculares separadas.

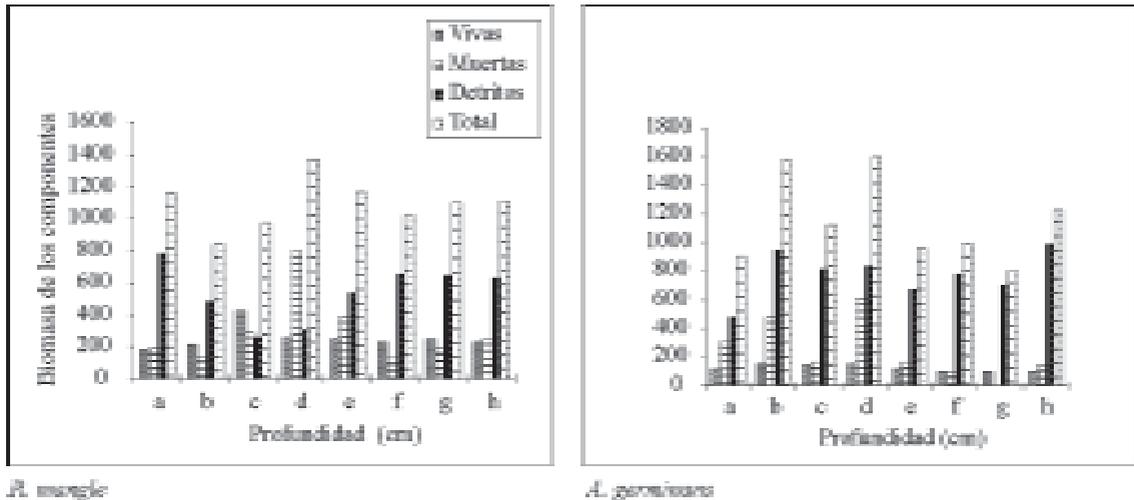


Fig. 4. Cambios en el porcentaje de la biomasa de raíces vivas según clases diamétricas en las diferentes capas de suelo del manglar de Majana. Profundidades (cm): a) 0-5, b) 5-10, c) 10-15, d) 15-20, e) 20-25, f) 25-30, g) 30-35 y h) 35-40, Clases de raíces (mm): I) < 0,2, II) 1-2, III) 2-5, IV) 5-10, V) 10-20.

La distribución vertical de la biomasa de raíces finas fue diferente en los dos lotes de manglar estudiados. En *A. germinans*, la parte principal de las raíces finas (478 gm⁻², que representan 25,9 %) se concentró en la capa de suelo superior (0-0,2 m) mientras que en *R. mangle* la menor cantidad se hallaba en la capa superior y probablemente crecía lento con la profundidad del perfil del suelo. En este bosque la cantidad de biomasa viva de raíces finas varió entre 150 y 190 gm⁻² (alrededor de 6-7 %) en todas las capas de suelo con una profundidad de más de 0-0,15 m. Igualmente, se halló también una biomasa mayor de raíces vivas más gruesas (1-2 mm, 2-5 mm, 5-20 mm) en las capas de suelo más profundas en el bosque de *R. mangle*. En el bosque de *A. germinans*, estas raíces fueron más gruesas y se hallaban principalmente en las capas superiores del suelo (0-0,05 m) y de nuevo en las capas más profundas (15-20 o 15-25 (30) cm, Fig. 4).

En el bosque de *R. mangle* la biomasa total de raíces vivas fue mayor de dos veces en las capas individuales del perfil del suelo (especialmente en las capas con una profundidad mayor de 0,1 m) en comparación con el bosque de *A. germinans* (Fig. 3). En *A. germinans*, la mayor cantidad de biomasa radicular viva total (434 gm⁻²) se halló en la capa de 0,05-0,2 m, mientras que *R. mangle* se caracterizó por una mayor acumulación de biomasa radicular viva total, sobre todo en la capa de 0,1-0,15 (422 gm⁻², que representa 9,5 % de la biomasa radicular del perfil total de suelo hasta 0,40 m) y se observó una cantidad relativamente mayor de raíces vivas, incluso en capas más profundas (Fig. 3).

En el manglar estudiado, se hallaba presente una cantidad relativamente grande de raíces muertas. En la zona de *R. mangle*, la principal cantidad de masa seca de raíces muertas (< 20 mm) se concentró en la capa de suelo de 0,1-0,25 m (1 503 gm⁻², 34 % de toda la biomasa radicular

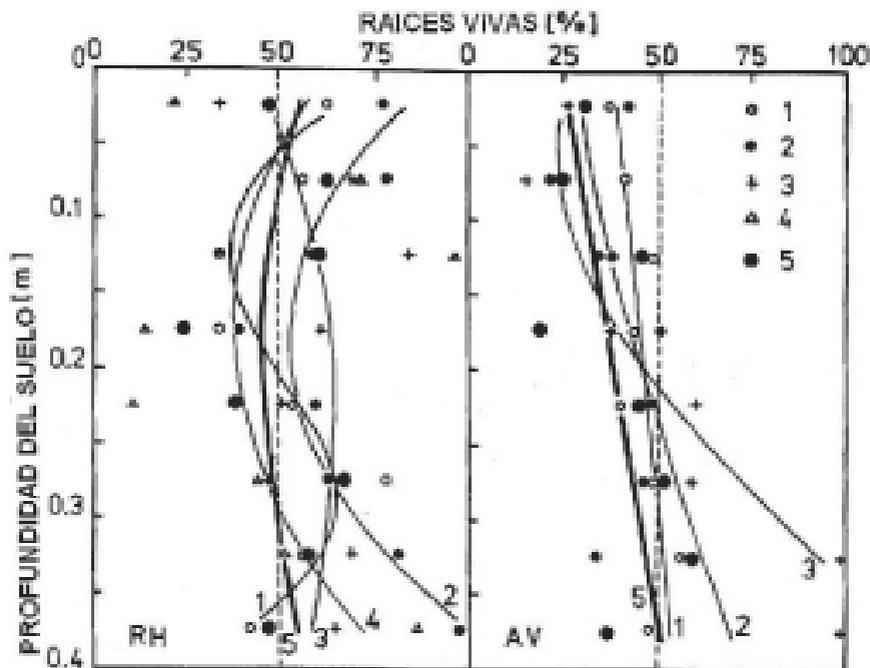


Fig. 5. Cambios en el porcentaje de la fitomasa de raíces vivas según capas de suelo en las áreas de manglares, en Majana. RH-Rhizophora mangle, AV-Avicennia germinans. Clases de raíces según diámetro: 1-(< 1 mm), 2-(1-2 mm), 3-(2-5 mm), 4-(5-10 mm) y 5-(10-20 mm)

del perfil de suelo total). Por el contrario, en el lote de *A. germinans*, se halló una mayor cantidad de raíces muertas tanto en la superficie (0-0,1 m, 790 gm^{-2}) como en la capa de suelo de 0,15-0,2 m (623 gm^{-2}). Una distribución similar de la biomasa de raíces muertas fue también característica de otras categorías individuales.

En ambos tipos de manglar fue característica una acumulación intensiva de detritus (detritus de partes aéreas y subterráneas), prácticamente en todas las capas del perfil del suelo. La mayor cantidad de masa seca de detritus radicular se halló en *A. germinans* (3771 gm^{-2} en la capa de 0-0,25 m pero incluso unos 6276 gm^{-2} en la capa de 0-0,4 m), aproximadamente 1360 y 1920 gm^{-2} más que en *R. mangle*. La figura 3 muestra la distribución vertical de masa seca de detritus en varias capas de suelo de manglares. En el bosque de *R. mangle*, la mayor cantidad de detritus se halló tanto en la capa superior (0-0,5 m) como también en las capas más profundas (0,2-0,4 m). Al contrario, la menor masa de detritus radicular se halló en la capa de 0,1-0,2 m (cerca de la mitad de la masa seca de otras capas del perfil del suelo). En *A. germinans*, las menores cantidades de detritus (47 gm^{-2} ; 6,7 %) se hallaron en la capa superior (0-0,5 m) pero se acumularon 715 a 998 gm^{-2} (11-16 %) en cada capa de la parte más profunda del perfil del suelo, i. e., se acumuló una cantidad relativamente grande de *detritus* en las capas más profundas. Por tanto, la cantidad de detritus en la capa de 0-0,25 m representa, respectivamente, sólo 60,1 y 55,7 % del *detritus* total en todo el perfil de 0,4 m en los bosques de *A. germinans* y *R. mangle*.

Aunque no se ha prestado tanta atención científica a ninguna comunidad vegetal como la que se ha dedicado al manglar (la bibliografía general incluye unos 1000 títulos, vea Lugo y Snedaker, 1974), a menudo faltan datos comparativos de biomasa radicular. Komiyama *et al.*, (1988) resumieron los datos existentes sobre la biomasa epigea de los manglares y demostraron la

relación entre la acumulación de biomasa epigea de *Rhizophora* sp. y las medias anuales de temperatura y precipitación. Mientras mayor es la temperatura y la precipitación, mayor es la acumulación de biomasa. Por tanto, los valores de biomasa en los manglares del sureste de Asia son mayores que los de la América tropical y en los subtrópicos. Algunos estudios del mangle rojo (*R. mangle*), en México y en el sur de la Florida (cf. Lugo y Snedaker, 1974; López y Ezcurra, 2002) sugieren que la floración, formación de frutos, caída de las hojas y el crecimiento positivo suceden a velocidades medibles en todas las estaciones. Sin embargo, se han observado picos en la velocidad de crecimiento y caída de las hojas durante los meses de verano cuando la temperatura del aire y la luz incidente alcanzaban su máximo valor anual. Obviamente, nuestras muestras radiculares se colectaron después del período de máximo crecimiento.

La biomasa radicular de diferentes manglares varió de forma considerable. La tabla 3 resume los datos de la biomasa radicular estimada sobre la base de varios métodos en diferentes regiones del mundo. Algunas fueron evaluadas según los métodos tradicionales de bloque, otras fueron calculadas por modelos. Según Lugo y Snedaker (1974), la variabilidad de los datos de biomasa de manglar puede atribuirse a la edad, historia del lote o a las diferencias estructurales. Sin embargo, la mayor biomasa se halló en los manglares (*R. mangle*) del sur de Tailandia. Komiyama *et al.* (1987) notaron que este bosque está en el centro de la región Indopacífica, y la gran biomasa puede deberse a las altas precipitaciones, un suelo fangoso rico en nutrientes y poca influencia humana. Valores mayormente menores se hallaron en la América tropical (que incluye a Cuba), Florida y Japón (Tabla 3). Sin embargo, la biomasa radicular también difiere de especie a especie. Komiyama *et al.* (1988) reportaron que los manglares bien desarrollados de *Rhizophora* y *Bruguiera* poseían una gran cantidad de biomasa radicular. La biomasa radicular estimada en este trabajo en los lotes de *R. mangle* y *A. germinans* también mostró algunas diferencias entre ambas especies. Por tanto, el uso de datos de la zona de *R. mangle* para un modelo de distribución de densidad radicular en zonas de otras especies tiene sólo un valor aproximativo (Komiyama *et al.*, 1987). La biomasa de raíces aéreas también varió dentro de una gran amplitud. Depende de la especie (Tabla 3) y también de la distancia a la costa. En bosques jóvenes y todavía pequeños, el por ciento de raíces fúlcreas y neumatóforos, ramas y hojas fue relativamente alto (las raíces alcanzaron alrededor de 10-20 %, Komiyama *et al.*, 1988). Entonces, la comparación de la biomasa radicular en diferentes manglares basada en la biomasa radicular total (expresada como la suma de las raíces tanto aéreas como hipogeas) resulta problemática.

En los bosques de *R. mangle* y *A. germinans* estudiados, se tomaron las muestras radiculares con ayuda de un cilindro de acero (50 mm de diámetro) y no se colectaron raíces con un grueso mayor de 20 mm. Los datos de la biomasa radicular en diferentes categorías de tamaño, publicados por Komiyama *et al.* (1988) indican que la biomasa de raíces menores de 20 mm representan aproximadamente cerca de 20 % del total de la biomasa radicular hipogea viva (raíces de todas las categorías de tamaño en todo el perfil del suelo de 0-1,0 m). Por tanto, puede esperarse que la biomasa de raíces en todas las categorías de tamaño alcance unas 50 y 80 t.ha⁻¹ en los lotes cubanos de *R. mangle* y *A. germinans*, respectivamente. Sin embargo, nuestros datos de biomasa radicular fina obviamente son representativos, mientras que los resultados publicados por Komiyama *et al.* (1987, 1988) indican que las raíces finas se distribuyen de manera equivalente a lo largo de la zona depositada entre dos de los individuos. Las raíces más gruesas se concentran en la base del tronco; mientras más lejos de la base, menos son las raíces distribuidas y mientras más grande es el diámetro de la raíz, más clara es la tendencia.

La alta velocidad de acumulación de biomasa (50,4 %) de raíces finas de *Rhizophora* en el sur de Tailandia (220,5 t.ha⁻¹) es mencionada por Komiyama *et al.* (1987). Se halló también

Tabla 3. Fitomasa de raíces (t. ha⁻¹) en varios tipos de manglares del mundo

Localidad	Tipo de manglar	A. Raíces aéreas (t) raíces (t) normalizadas	B Raíces en el suelo	C Raíces finas en el suelo (< 2 mm de diámetro)	D Raíces totales (A+B)
1-Thailandia	Rhizophora apiculata	-	-	321	428
2-Thailandia	Rhizophora apiculata	-	-	336	510
3-Thailandia	Sonneratia alba	-	-	104	172
4-Thailandia	Bruguiera gymnorhiza	-	-	157	244
5-Thailandia	Rhizophora sp.	-	-	6	129
6-Indonesia	Rhizophora apiculata	4126	94	49	326
7-Indonesia	Rhizophora apiculata	411-48	73-148	7	99-196
8-Indonesia	Bruguiera gymnorhiza	4129	282	47	410
9-Indonesia	Bruguiera gymnorhiza	4129-29	92-114	5	111-181
10-Indonesia	Sonneratia alba	412	127	61	129
11-Indonesia	Sonneratia alba	41	38	-	29
12-Australia	Avicennia marina	-	-	-	147-168
13-Filipinas	Avicennia sp.	6187	-	-	-
14-Panamá	Rhizophora mangla	4116	190	-	206
15-Puerto Rico	Rhizophora mangla	414	50	-	64
16-Cuba	Rhizophora mangla	44	17	8	21
17-Cuba	Avicennia germinans	47	11	6	29
18-Florida	Rhizophora mangla	413-52	-	-	-
19-Florida	Rhizophora mangla	436	8	-	34
20-Florida	Rhizophora mangla	-	14	-	-
21-República Dominicana	Rhizophora sp.	-	-	-	96

Nota: De acuerdo a los autores 1, 2, 3 y 4 (Komiya *et al.*, 1987) 5. Ogino, no publicado en (Komiya *et al.*, 1987) 6, 7, 8, 9, 10, 11 en (Komiya *et al.*, 1988) 12. Briggs, 1977 (Komiya *et al.*, 1987) 13. de la Cruz at. Bamaag 1967 (en Lugo y Snedaker, 1974); 14. Golley *et al.* 1974 (en Lugo y Snedaker, 1974); 15. (Golley *et al.*, 1967) 17 y 18. Hernández (este trabajo); 18. (en Lugo y Snadaker, 1974); 19 y 20, Snedaker y Lugo, 1973 (en Lugo y Snedaker, 1974); 21. Komiya *et al.* (no publicado); (en Komiya *et al.*, 1988). 1, 6, 8, 10 estimado mediante el método de trinchera (bloques de suelos). 2, 4, 7, 9, 11 estimado por un modelo de la densidad de raíces en la zona. 5 Escavación del sistema radical de los árboles. 16 y 17. Estimados con cilindros de suelos (Biomasa de raíces $<$ de 20 mm de diámetro) 19. Tomado de un pequeño árbol por estimación. 20, estimado de acuerdo a la edad en años. 6, 8, 10, 16, 17 Tomado de las raíces vivas y muertas.

que la biomasa de raíces vivas menores de 20 mm contiene un alto por ciento de raíces finas en los manglares cubanos de *R. mangle* (47,1 %) y *A. germinans* (51,3 %). Al contrario, se encontró una parte menor de la biomasa radicular fina en varios manglares de Indonesia [la cantidad mayor, 15,8 % del total de biomasa radicular viva se halló en la zona de *Sonneratia* (Komiyama *et al.*, 1988)]. Las raíces finas representan de 19 a 25 % de la biomasa de raíces vivas menores de 20 mm. Sin embargo, la cantidad de biomasa radicular fina viva, que oscila en los manglares de Indonesia entre 4,2 y 9,1 ton/ha, fue muy similar a nuestros datos, obtenidos tanto en el bosque de *R. mangle* (8,2 ton/ha) como en el de *A. germinans* (6,1 ton/ha).

Se evaluó una cantidad relativamente grande de biomasa radicular muerta en los bosques cubanos de *R. mangle* y *A. germinans* (Tab. 2). Igualmente, Komiyama *et al.* (1988) hallaron una cantidad considerable de raíces muertas en los manglares de Indonesia (46 a 61 %, 11,0 a 14,8 t.ha⁻¹). A medida que la distancia a la costa aumenta, la cantidad de raíces muertas en el suelo se vuelve más uniforme. En las zonas cercanas a la costa (*Bruguiera*, *Sonneratia*) la mayor cantidad de raíces muertas se encontró en las capas más profundas, i. e., por debajo de la capa de la máxima biomasa radicular viva. Una tendencia similar caracteriza las raíces muertas y especialmente el detritus en los manglares cubanos (Fig. 3).

En los manglares de Indonesia, la mayor densidad radicular se concentra en la capa superior de 0 a 0,3 m (Komiyama *et al.*, 1988). A mayor tamaño de la raíz, menor es la profundidad de la distribución radicular. En la zona de *R. mangle* (más lejos del mar) la mayor cantidad de biomasa radicular (38,5 %) se acumuló en la capa de suelo de 0 a 0,1 m, mientras que en las zonas de *Bruguiera* y *Sonneratia* (cercanas a la costa) fue más profunda, en la capa de 0,1 a 0,2 m (26-33 %).

Además de las diferencias morfológicas que existen entre los sistemas radiculares de varias especies de manglar (vea, e. g., Troll y Dragendorff, 1931; Jenik, 1970; Longman y Jenik, 1974) el movimiento vertical del manto freático probablemente se refleja en la distribución vertical de la biomasa radicular. El movimiento vertical del manto freático puede transportar nutrientes regenerados por cadenas alimentarias de detritus hacia la zona radicular del manglar. Las diferencias en la distribución vertical de la biomasa radicular (especialmente la biomasa radicular fina) fueron relativamente pequeñas en la zona estudiada de *R. mangle* y *A. germinans* (lejos del mar, con régimen hídrico estable en el suelo). La mayor concentración (34,1 %) de raíces finas totales se halla en la capa de suelo de 0 a 0,10 m (Fig. 4). Por el contrario, en la zona de *R. mangle*, tanto la biomasa radicular total como la viva se acumulan conspicuamente en la capa más profunda de 0,1 a 0,25 m (45,5 % del total de biomasa radicular fina). Estos datos se corresponden con la descripción pedológica del perfil de suelo en los lotes de *R. mangle* y *A. germinans*, señalando la abundancia de raíces de diferentes tamaños en varios horizontes del suelo (Tabla 1). De acuerdo con esta descripción se observaron pocas raíces en capas de profundidad mayor que 0,4 m. En comparación con los manglares estudiados (especialmente el lote de *R. mangle*), la mayor concentración de biomasa radicular (más de 50 %) está en las capas superiores de 0 a 0,1 m, en bosques cubanos (Lastres y Sagué, 1978; Sagué y Hernández, 1978; Herrera *et al.*, 1988; Hernández *et al.*, 2004). Por tanto, la distribución vertical de la biomasa radicular en el comunidad de *A. germinans* fue más similar a la de los bosques terrestres.

Una gran cantidad de detritus se acumuló en el suelo en los lotes de manglar cubanos, especialmente en la zona de *A. germinans* (Tabla 2, Fig. 4). Se observó una muy diferente distribución vertical de detritus vegetal en el perfil del suelo entre las zonas de *R. mangle* y *A. germinans*. Se obtuvo una gran cantidad de detritus (muy uniforme, mayormente cerca de 715-998 g/m² en cada capa) en el bosque de *A. germinans*. Por el contrario, la cantidad de detritus varió considerablemente en las diferentes capas de suelo en el bosque de *R. mangle*. La más

pequeña masa seca de detritus se halló en las capas de suelo donde se acumulaba la mayor cantidad de raíces. La mayor cantidad de detritus vegetal se observó en la capa de suelo más superficial y en la que se halla debajo de la capa de crecimiento radicular intenso.

De acuerdo con Lugo y Snedaker (1974), los diferentes tipos de manglar muestran diferentes patrones de acumulación de litera, descomposición y exportación. El equilibrio entre estos procesos responde primeramente a las diferencias en las mareas. Igualmente, Carter *et al.* (1973) reportaron que uno de los reguladores importantes de la productividad del manglar es la interacción de las mareas con la carga de partículas del agua superficial que determina la velocidad de deposición de sedimentos o erosión dentro de un lote dado.

La velocidad de descomposición en los manglares depende de la cantidad de oxígeno disponible, el tipo de fango, y el papel de los animales y microorganismos. Las observación de la relativamente alta acumulación de detritus orgánico en la zona de *A. germinans* se corresponde con las conclusiones de Hess (1961) acerca de que los fangos de *A. germinans* descomponen la materia orgánica a una velocidad menor que los de *R. mangle*. Las velocidades de descomposición se aceleran cuando el secado del suelo es seguido de humedecimiento. De acuerdo con Jordan (1964) los suelos de *Avicennia* son a menudo más salinos que los de *Rhizophora*. Este autor reporta para manglares de Sierra Leona, que los suelos de *Rhizophora racemosa* son siempre fibrosos, bajo la forma de restos no descompuestos, mientras que los suelos de *A. germinans* no son generalmente fibrosos, lo que difiere de los resultados encontrados en el presente trabajo.

Una cantidad mayor de biomasa se traslada hacia los sistemas radiculares en los manglares que en los bosques terrestres. En Cuba, el mayor valor de biomasa radicular total (23,13 ton/ha) lo reportaron Sagué y Hernández (1978) en el bosque siempreverde mesófilo de Sierra del Rosario. Hernández *et al.* (2004) ofrecen valores de fitomasa subterránea hasta 20 cm de profundidad entre 48 y 67 t.ha⁻¹ para bosques de pino y pluviales de la región de Moa. Por otra parte, Komiyama *et al.* (1988) reunieron y sumaron muchos datos acerca de los bosques y reportaron que, en comparación con los bosques terrestres, los manglares, especialmente los de *Rhizophora* y *Bruguiera* bien desarrollados, tenían una cantidad mayor de biomasa radicular. Evaluaron también el cociente biomasa epigea/biomasa radicular y dedujeron que obviamente los cocientes de los manglares eran mucho menores (0,4 a 4,4, a menudo por debajo de 1,0) que los de los bosques terrestres (5,1 a 11,0 en bosques tropicales, 2,7 a 5,7 en bosques templados). Además, también explicaron que la alta biomasa radicular de los manglares puede atribuirse al sustrato cenagoso de su hábitat. Para agarrarse bien, los manglares tienen que extender más sus raíces, sin embargo, también es considerable la importancia de éstas para la respiración y la toma de nutrientes bajo condiciones anaeróbicas.

La acumulación de grandes cantidades de detritus vegetal es característica para todos las capas del perfil (alrededor de 300 a 1 000 g/m² de masa seca en cada una de las capas de 0,05 m de espesor) para ambos lotes de manglar. Según Moreno *et al.* (2002) en los suelos de manglares, los procesos de descomposición son bajos y el potencial de almacenamiento de carbono es alto, por lo que puede ser una alternativa para el secuestro de carbono.

Conclusiones

En el bosque de mangle cubano, se obtuvo una mayor cantidad de biomasa radicular viva y total (raíces menores de 20 mm) en la zona de *R. mangle* (1 705 gm⁻² -raíces vivas, 3 130 gm⁻² - biomasa radicular total, en la capa de suelo de 0-0,25 m) que en la zona de *A. germinans* (1

079 gm⁻²-vivas, 2 449 gm⁻²-biomasa radicular total). En *A. germinans*, alrededor del 70 % de la biomasa radicular total perteneciente a la capa del perfil del suelo (0-40 cm) se concentró en la capa más superficial (0-0,2 m) mientras que en *R. mangle* el mismo porcentaje de raíces se situó en capas más profundas del perfil del suelo (0,1-0,25 m). La acumulación de grandes cantidades de detritus vegetal fue característica para todos las capas del perfil (alrededor de 300 a 1 000 g/m² de masa seca en cada una de las capas de 0,05 m de espesor) para ambos tipos de manglar, lo que indica que en estos suelo se fije una alta cantidad de carbono.

Abstract. *In a mangrove forest in southwestern part of Cuba, live and dead root biomass and its distribution in the soil profile was estimate in the Rhizophora mangle an Avicennia germinans zones. The percentage of lives roots in total root biomass was lower in A. germinans stand (40,8 % - fine roots, 44,1 % - roots < 20 mm) than that in R. mangle stand (47,1 % - fine roots, 54,5 % - roots < 20 mm). In R. mangle, the biomass of total lives roots (< 20 mm, in the 0-0,25 soil layer) was 1,6 times greater (1 705 g.m⁻²) in comparison with A. germinans (1 079 g.m⁻²). The average total root biomass was respectively, 3 130 g.m⁻² (R. mangle) and 2 449 g.m⁻² (A. germinans), representing 70 and 80 % of total root biomass of the whole soil profile (0-0,4 m). The proportion of total fine root biomass was more than 50 % of the total in both stands. In R. mangle stand the greatest amount of total root biomass (70,8 %) was concentrated in the deeper soil layer (0,1-0,25 m), while in A. germinans stand in the upper layers (0-0,2 m, 70,7 %). The amount of biomass of live aerial roots was highest in A. germinans stand (654 g.m⁻²), approximately 297 g.m⁻² more than in R. mangle. In both mangrove stands studied, great dry mass of detritus was accumulated: 4 360 g.m⁻² (R. mangle) and 6 280 g.m⁻² (A. germinans) in the 0-0,4 m soil layer.*

Referencias

- ICGC (1987): Bosques. En *Atlas Nacional de Cuba*, La Habana, pp. 1-40.
- Golleey, F. B.; H. T. Odum y R. F. Wilson (1962): The structure and metabolism of a Puerto Rico red mangrove in May. *Ecology*, 43: 9-19.
- Hernández L. *et al.* (2004): Subterránea phytomass in natural, poluted and reforested areas in the mining region of Moa, Cuba. *The New Phytologist* (Especial), pp. 327-331.
- Herrera, R. A.; M. E. Rodríguez y E. Furrázola (1988): Caracterización y dinámica de la fitomasa de raíces y micorrizas vesiculo-arbusculares en la Sierra del Rosario. En *Ecología de los bosques siempre verdes de la Sierra del Rosario* (R. A. Herrera, L. Menéndez, M. E. Rodríguez y E. E. García, eds.), Montevideo, pp. 447-472.
- Herrera, M. A. (1986): *Situación actual del ecosistema de manglar en Cuba*. Instituto de Ecología y Sistemática, Academia de Ciencia de Cuba, La Habana, pp. 1-82.
- Hesse, P. R. (1961): Some differences between the soil of Rhizophora and Avicennia mangrove swamps in Sierra Leone, *Plant and Soil* 14, pp. 335-346.
- Jeník, J. (1970): Root system of tropical trees. 5, The peg-root and the pneumathodes of Laguncularia racemosa Gaertn, *Preslia* 42, pp. 105-113.
- Jordan, H. D. (1964): The relation of vegetation and soil to developmen of mangrove swamps for rice growuing in Sierra Leone. *J. Appl. Ecol.*, 1: 209-212.
- Komiyama, A.; K. Ogino; S. Aksornkose y S. Sabhasri (1987): Root biomass of mangrove forest in southern Thailand 1. Estimation by the trench method and the zonal structure of root biomass. *J. Trop. Ecol*, 3: 97-108.
- Komiyama, A. *et al.* (1988): Primary productivity of mangrove forest. En *Biological system of mangrove, A report of east Indonesian mangreve expedition* (K. Ogino y M. Chihar, eds.), pp. 97-117.
- Larcher, W. (1980): *Physiological plant ecology*. Berlin, Heidelberg, New York.
- Lastres, L. y H. Sague (1978): Estructura del sistema radical de Hibiscus elatus Sw. en Sierra del Rosario. *Inf. Cient. Técn.*, no. 42, Academia de Ciencias de Cuba, La Habana, 42 pp.
- Lighthouse Foundation (2004): *Manglares: artífice de la vida en los suelos salinos*. Internet Explorer, 3 pp.

- López, P. J. y E. Ezcurra (2002): Los manglares de México, Maderas y Bosques (Número Especial), pp. 27-51.
- Longman, K. A. y J. Jeník (1974): *Tropical forest and its environment*. London.
- Lugo, A. E. y S. C. Snedaker (1974): The ecology of mangroves. *Annual review of ecology and systematics*, 5: 30-64.
- Moreno E. et al. (2002): Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono, Maderas y Bosques (Número Especial), pp. 115-125,
- Ortega, F. (1982): *La materia orgánica y el humus de los suelos de Cuba*. La Habana, pp. 1-129.
- Sagué, D. H. y M. L. Hernández (1978): Estructura del sistema radical de dos comunidades vegetales de suelos montañosos. *Inf. Cient. Téc.*, Academia de Ciencias de Cuba, 41 pp.
- Fiala, K. y V. Studeny (1982): Live and dead roots, their mass ratio in several grassland stands. *Folia Geobot. Phytotax.*, Prague, 17: 427-430.
- Troll, W. (1930): Über die Atemwurzeln der mangrove, Ber. Deutsch. Bot. Ges, no. 48, 371 pp.
- Troll, W. y O. Dragendorff (1931): Über die Luftwurzeln von *Sonneratia* Linn. und ihre biologische Bedeutung. *Planta* 13, pp. 311-473.

Regeneración de la vegetación como parte de la resiliencia del manglar

*René T. Capote-Fuentes, Leda Menéndez, Gretel Garcell, Dunay Macías
y Elizabeth Y. Roig*

Introducción

A pesar de la amplitud potencial del concepto de resiliencia, en el presente trabajo solamente se tratan aspectos ecológicos de la regeneración de la vegetación de manglar (Holling, 1986; Grimm and Wissel, 1996; Costanza *et al.*, 1998; Rapport, 1998; Capote-Fuentes *et al.*, 2005). Para ello se tomará como resiliencia de manglares la capacidad de estos ecosistemas, en presencia de impactos, para mantener sus características ecológicas en rangos que evitan cambios definitivamente hacia otro tipo de cobertura (Capote-Fuentes, 2004).

Los ecosistemas de manglar están constantemente expuestos a impactos naturales y antrópicos (Menéndez, 2000). Tiene relevancia práctica interpretar un ecosistema a través de variables interrelacionadas. A partir de ello, el enfoque de las redes de impactos permite interpretar los cambios en estas variables como impactos, ya sean positivos o negativos, lo cual es de interés para la evaluación, el monitoreo y la gestión ambiental en general (Capote-Fuentes y Levins, 2006).

La regeneración de la vegetación de manglar es uno de los procesos básicos en la respuesta de estos ecosistemas ante impactos (Field, 1996; Menéndez *et al.*, 2000; Menéndez, 2001, 2002; Capote-Fuentes y Lewis, 2004). Estos últimos han proliferado a partir del siglo xx como parte de los cambios de cobertura asociados a los cambios globales y de medio ambiente. En este contexto, la actividad humana suele manifestar un gran poder de transformación y propicia el desarrollo de tipos de vegetación de sustitución o reemplazo (Capote *et al.*, 1988; UNEP, 1995; Vales *et al.*, 1998; Capote, 2001; Vilamajó *et al.*, 2002).

La regeneración de la vegetación de manglar, ya sea mediante su ocurrencia espontánea o mediante restauración, es vital para que se manifieste la resiliencia de manglares y se garantice la continuidad de sus funciones ecológicas. Esto es básico para asegurar los servicios que la humanidad recibe de estos ecosistemas (Capote-Fuentes *et al.*, 2005). La apertura de claros en un manglar propicia la renovación de la vegetación. Mientras el dosel se mantiene cerrado, el desarrollo de los propágulos como individuos independientes tiende a estar limitado por la poca iluminación, la cual es fuente de energía para los mecanismos relacionados con la salinidad

(Tomlinson, 1986; Duke *et al.*, 1999). Tanto en pequeños claros dentro del bosque como en territorios de mayor extensión, pueden formarse comunidades de sustitución o reemplazo debido a la influencia de impactos naturales o antrópicos.

Duke *et al.* (1999) propusieron un modelo esquemático de recuperación natural en claros de *Rhizophora mangle* L. basado en la edad y densidad de las plantas. Por su parte, Jiménez *et al.* (1985) propusieron un modelo para los cambios temporales en la densidad de individuos en un manglar en ausencia de cambios ambientales catastróficos. Capote-Fuentes (2003) no encontró evidencias que nieguen dicho modelo, pero plantea que sus fases podrían tener lugar más de una vez en un mismo proceso de regeneración o desarrollo del manglar.

Uno de los aspectos más llamativos en la regeneración de la vegetación de manglar es la viviparidad: la germinación de la semilla ocurre en la planta madre. Macnae (1968) describió este fenómeno de la manera siguiente: «El cigote una vez formado se desarrolla ininterrumpidamente de embrión a plántula sin la intervención de algún proceso de reposo». Autores como Gill y Tomlinson (1969) y Rabinowitz (1978) plantearon que el embrión carece de latencia, y no debe hablarse de semilla; la dispersión que garantiza la regeneración del manglar se realiza por «pequeños árboles», por lo que el término apropiado es el de propágulo. La viviparidad de los frutos de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle prieto (*Avicennia germinans*) y patabán (*Laguncularia racemosa*) constituyen adaptaciones a las condiciones extremas de salinidad e inundación en que se desarrollan estas especies (Hanokel, 1963, Pannier, 1976).

Los objetivos de este trabajo están encaminados a unificar evidencias sobre la regeneración de la vegetación de manglar en Cuba y particularizar en diferentes situaciones en que se manifiesta esta regeneración.

Áreas de estudio

Se valoran 4 estudios de caso en Cuba (Tabla 1), y se ilustra cómo éstos representan etapas de un esquema sobre trayectorias en que un manglar puede manifestar su resiliencia a partir de que es impactado (Capote-Fuentes *et al.*, 2005).

Tabla 1. Áreas donde se realizaron los estudios de caso y las situaciones de regeneración que trataron

Localidad	Situaciones de regeneración	Enfoque
Cabo Cruz (Niquero, provincia Granma) Estación Ecológica Majana (Artemisa, La Habana)	En pequeños claros naturales relacionados con caída de árboles. Alta manifestación de regeneración (Menéndez, 2000)	Experimentación u/ observación
Bajos de Santa Ana (Playa, Ciudad de La Habana)	En claro de una hectárea en extremo de área de manglar, relacionado con un depósito artificial de arena durante 1983-1986. Alta manifestación de regeneración (Capote-Fuentes, 2003)	Observación
Paisaje Natural Protegido Rincón de Guanabo (Habana del Este, provincia Ciudad de La Habana)	La urbanización ha transformado el manglar original a vegetación ruderal con parches aislados de manglar. Alta potencialidad de regeneración con manifestación limitada (Garcell, 2005)	Observación

En Cabo Cruz se trata de una franja de costa baja acumulativa, protegida por una zona arrecifal. Está conformada por bosques de mangles y lagunas costeras de gran dinamismo. El bosque de mangle se caracteriza por una franja estrecha de mangle rojo en la primera línea que puede alcanzar entre 5 y 6 m en ocasiones hasta 7 m. Detrás se establece manglar mixto con

predominancia de *A. germinans* y *L. racemosa*. En éste se encuentran sitios con sustratos más altos, areno fangoso, desprovistos de vegetación o vegetación baja, y por partes se desarrollan comunidades halófitas. Más hacia el este se encuentra un sistema de lagunas costeras detrás del cual se encuentra el poblado de Cabo Cruz. Es importante destacar la poca asimilación socio-económica de esta área.

En Majana, costa sur de la provincia La Habana, se trabajó en un área donde el manglar ocupa una franja de 3 km de ancho, allí se desarrollan bosques de manglares típicos y representativos de nuestro archipiélago. Desde la línea de costa hacia tierra adentro puede distinguirse: franja de mangle rojo; bosque con dominancia de mangle prieto, bosque mixto de patabán y mangle prieto, áreas más heterogéneas con presencia de las cuatro especies arbóreas que conforman nuestros manglares (Menéndez, 2000).

Los Bajos de Santa Ana se localizan aproximadamente 800 m al este de la desembocadura del río Santa Ana, de poco caudal (Capote-Fuentes, 2003). La desembocadura de este río coincide con el límite entre los municipios Bauta (provincia La Habana) y Playa (provincia Ciudad de La Habana). En el litoral existe una franja de terrazas marinas emergidas, modeladas sobre rocas carbonatadas, con la presencia de dunas costeras fósiles constituidas por calcarenitas eólicas (Capote-Fuentes, 2003). Por tramos la costa presenta sectores abrasivos, abrasivo-acumulativos y acumulativos. En el área están presentes el bosque de manglar, y los complejos de vegetación de costa rocosa y arenosa (Capote-Fuentes, 2003). Se encuentran representadas las tres especies típicas de mangle *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*, así como el pseudomangle *C. erectus*.

El Paisaje Natural Protegido Rincón de Guanabo comprende el extremo oriental del sector Playas del Este de La Habana, a 2 km al este del balneario Brisas del Mar, en la costa norte de la provincia Ciudad de La Habana (Programa Sibarimar, 2004). Es un sector costero conformado por varios niveles de terrazas abrasivo-acumulativas sobre las cuales se encuentran formas acumulativas como las dunas actuales y camellones costeros en algunos sectores (Programa Sibarimar, 2004). No cuenta con cursos superficiales permanentes de agua. La zona terrestre ha sido altamente antropizada. Los tipos de vegetación actuales son el bosque de manglar, el complejo de vegetación de costa arenosa, y la vegetación ruderal. El aumento de la urbanización y la vegetación ruderal han reducido la franja original continua de manglar a parches. Entre los principales fragmentos por su extensión están el manglar que rodea la laguna del Rincón de Guanabo, y los parches aislados en vegetación ruderal en las manzanas de Brisas del Mar. La especie predominante de mangle es *L. racemosa* (patabán) (García *et al.*, 1993; Menéndez, 2000; Programa Sibarimar, 2004; Garcell, 2005).

Unificación de evidencias sobre la regeneración de la vegetación de manglar

Las trayectorias reflejadas en la figura 1 amplían la visión de la regeneración de manglares ofrecida por los modelos de Jiménez *et al.* (1985) y Duke *et al.* (1999). Estos autores enfatizan en situaciones en que no ha ocurrido cambio del manglar como tipo de vegetación, sin embargo la consideración de estos casos es fundamental en relación con las tendencias de cambios globales y de medio ambiente, y con las oportunidades de restauración de manglares asociadas a su resiliencia (UNEP, 1995; Vales *et al.*, 1998; Capote, 2001; Vilamajó *et al.*, 2002; Capote-Fuentes y Lewis, 2004). Estas trayectorias ilustran como un manglar puede manifestar su resiliencia a partir del momento es que ha sido impactado

La regeneración natural puede ser suficiente en casos como los claros que se abren en núcleos de manglar (Fig. 1). En esta situación los impactos son espacialmente puntuales y el sitio impactado está rodeado de un ambiente típico de manglar que propicia su recuperación. Las aperturas en el dosel provocadas por impactos causan mayor iluminación en los estratos inferiores de la vegetación, lo que promueve el desarrollo de propágulos y plantas jóvenes hacia estadios de mayor madurez (Tomlinson, 1986; Capote *et al.*, 1988). Los actores de la gestión ambiental o administradores de áreas de manglar deben monitorear los claros, ya que en ellos pueden implantarse especies sinantrópicas que son potenciales puntos de proliferación de vegetación ruderal (Oviedo *et al.*, 2006). Lo anterior se agrava cuando a los impactos en el dosel se le unen otros como el vertimiento de relleno.

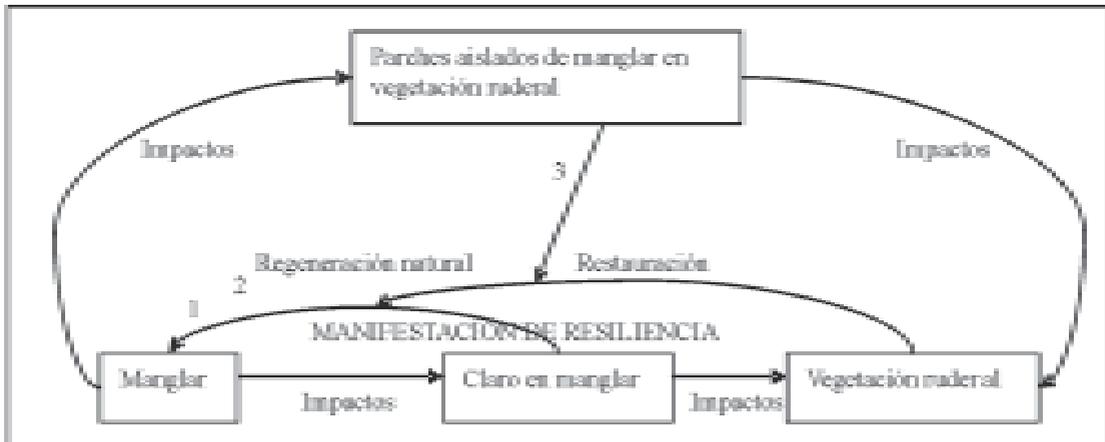


Fig. 1. Regeneración natural y restauración en la manifestación de resiliencia de un manglar impactado: etapas representadas por los estudios de caso. (1 Cabo Cruz y Estación Ecológica Majana; 2 Bajos de Santa Ana; 3 Paisaje Natural Protegido Rincón de Guanabo).

Cuando los manglares son impactados drásticamente, ocurre su transformación hacia vegetación ruderal o de reemplazo, al igual que sucede en otros bosques tropicales (Capote *et al.*, 1988; UNEP, 1995; Vales *et al.*, 1998; Capote, 2001). En estos casos la regeneración natural por sí sola no es suficiente para restablecer la cobertura de manglares, sin embargo, su ocurrencia es una reserva importante a manejar en la restauración (Capote-Fuentes y Lewis, 2004). Para realizarla con resultados satisfactorios es necesario prestar atención a las características particulares de cada área, mitigar impactos y promover la ocurrencia de procesos naturales de regeneración; en ocasiones también será necesario plantar mangles.

Particularización en diferentes situaciones en que se manifiesta la regeneración

Regeneración en claros pequeños dentro del manglar

Las observaciones de los propágulos en todos los casos comprobaron la existencia de la formación de las futuras plántulas. En los propágulos de mangle rojo se evidencian con mayor claridad, posiblemente por las características de su forma y tamaño; son de color verde y en el extremo

inferior se tornan carmelitas, el tamaño puede ser variable en dependencia del vigor de las plantas, pero se encontraron desde 10 cm hasta más de 50 cm, aunque los valores promedios están entre 25 y 30 cm. Al caer, cuando alcanzan su madurez, la mayoría flotan en el agua cercana al manglar y la marea tiene un importante papel en su distribución hacia dentro del manglar, o a otros sitios favorecidos por las corrientes. Pocas veces se entierran cuando caen en el sustrato fangoso.

Los propágulos de mangle prieto son de color verde amarillento, más pequeños y ligero que los de mangle rojo, de forma elíptica-oblonga, lo cual es conveniente para flotar en las aguas de poca profundidad hasta su establecimiento. El embrión está rodeado de un tegumento de color verde amarillento, el cual se pierde a los pocos días de estar en el agua o en el sustrato húmedo.

La parcela 1 de Cabo Cruz, a pesar de haber sido plantada con propágulos sanos y vigorosos, no tuvo los mayores valores de crecimiento y supervivencia debido al ataque de cangrejos que sufrieron los propágulos, lo que fue comprobado por observaciones directas. El valor de crecimiento más elevado reencontró en el grupo 5 (azar), en el período de diciembre de 1985 a marzo de 1986, y los más bajos se encontraron en el grupo 4 (azar) entre marzo y junio /86.

Las observaciones de supervivencia en los grupos de propágulos plantados en parcelas en Cabo Cruz indicaron que la mayor supervivencia ocurrió en los grupos 4 y 6, ambos corresponden a tratamientos al azar. La afectación por escoltídos evidenció ser un factor importante, el número de propágulos sobrevivientes tendió a ser menor en este grupo (Fig. 2a). A pesar de que las observaciones se extendieron por 2 años, no hubo una drástica disminución del número de propágulos (Fig. 2b). Lo anterior sugiere que en los estadios iniciales estudiados las reservas de los propágulos en sentido general, y los recursos que encuentran en su medio, aún son suficientes para permitir la coexistencia de un alto número de propágulos. En los ecosistemas de manglar es frecuente encontrar altos números de propágulos en el sotobosque, los cuales no se desarrollan hacia estadios más adultos si no se producen claros en el dosel del bosque.

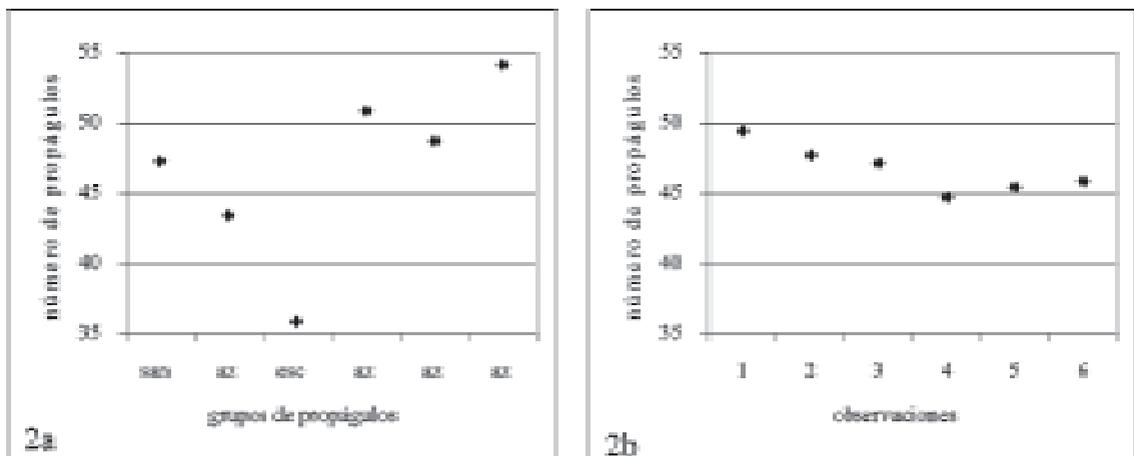


Fig. 2. Número promedio de propágulos. 2a. En los grupos sanos (san), azar (aza) y escoltídos (esc) (cada punto representa el promedio de un grupo en las observaciones). 2b. Número promedio de propágulos en las observaciones (cada valor representa, para una observación, el promedio calculado a partir del número de propágulos en cada grupo). (1: octubre 1985; 2: diciembre 1985; 3: marzo 1986; 4: junio 1986; 5: septiembre 1986; 6: octubre 1986).

A diferencia de lo que se mostrará en el estudio de caso Santa Ana, en Cabo Cruz aún no se observa la tendencia consistente en que las parcelas con mayores incrementos de altura de los propágulos son aquellas en las que hay menos propágulos (Fig. 3). Incluso, en marzo de 1986 hubo tendencia a que las parcelas con mayor número de individuos fue en las que estos tendieron a crecer más (Fig. 3). Ello no indica tendencia hacia la limitación del número de individuos con el desarrollo, sino que esas parcelas eran las de mejores condiciones para el desarrollo de etapas iniciales de la regeneración. Aparte de las diferencias entre las áreas de estudio, lo anterior sugiere que los eventos a en Santa Ana, más adelante en el texto, corresponden a estadios temporalmente más avanzados de la regeneración de la vegetación de manglar.

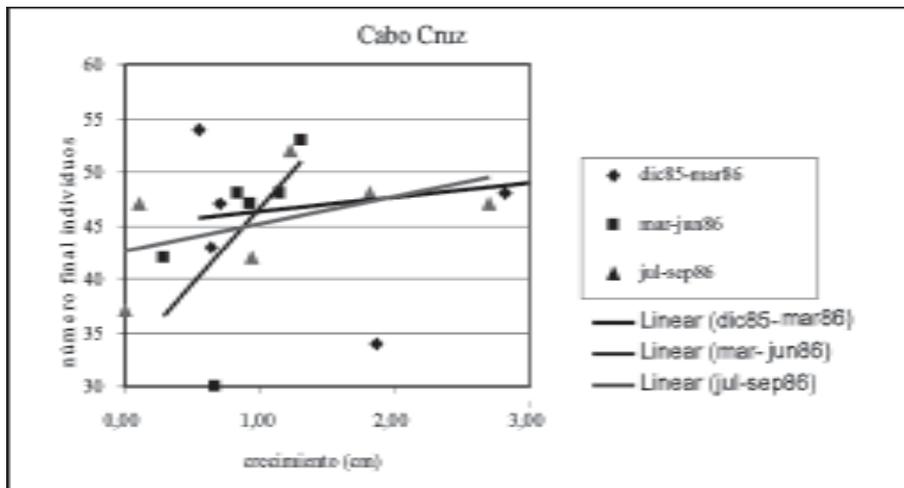


Fig. 3. Covariación del número y crecimiento de los propágulos en períodos de observación. (Cada punto representa para un período, el número final de individuos y el crecimiento de los individuos en un grupo).

La tabla 2 muestra los resultados de regeneración en el manglar de la estación de Majana: En el primer tratamiento el porcentaje de sobrevivencia fue muy bajo en todos los grupos de plántulas. Esto señala que el éxito de los propágulos que de manera natural llegan a implantarse en los sitios cercanos a la línea de costa, de mayor influencia de las mareas, es relativamente bajo ya que estos propágulos no han alcanzado aún un enraizamiento adecuado que les permita soportar la energía de las olas y las mareas. En la naturaleza esto se compensa con el gran número de propágulos que produce esta especie vegetal. Se observaron daños drásticos en algunas plántulas causados por fitófagos que afectaron sus yemas. De manera general se observó que el crecimiento de los propágulos fue menor en el período de seca, (noviembre a mayo) y se incrementó en el período lluvioso.

Tabla 2. Comportamiento de las experiencias de sobrevivencia y crecimiento de plántulas de *R. mangle* en el manglar de Majana

Tratamientos	Porcentaje de sobrevivencia	Tasa de crecimiento mensual (cm)	Incremento medio anual (cm)	Longitud media en el primer año	Longitud media en el segundo año
1	13,3	1,2	12,3	23,5	43,5
2	86,0	2,2	15,3	32,1	52,4
3	100,0	2,5	22,2	69,9	81,2

En el segundo tratamiento el porcentaje de sobre vivencia fue considerablemente mayor, así como el incremento en altura (Tabla 2). Los propágulos plantados mostraron también una tendencia a tener menor crecimiento en los meses de seca, con un incremento brusco a inicios del período lluvioso. Las hojas estuvieron presentes en el primer mes de observaciones, y el crecimiento no estuvo directamente relacionado con el tamaño del propágulo, al menos en el período estudiado.

En los dos tratamientos, el mayor porcentaje de mortalidad ocurrió en los meses invernales o secos. Esto sugiere que la disminución de las precipitaciones, así como el aumento de la marejada, constituye una limitante para la supervivencia de las plantas; los mayores incrementos de altura fueron observados en los meses lluviosos.

En el tercer tratamiento no hubo mortalidad en el período de estudio (sobre vivencia 100 %) y el incremento en altura también fue mayor con los mayores valores de crecimiento en los meses más lluviosos (Tabla 2). Estas plántulas que llegan a alcanzar más de 50 cm, al parecer ya han sobrepasado un período crítico en esta etapa de su ciclo de vida. Por tanto, son menos vulnerables al efecto del oleaje, las mareas y los predadores fitófagos. Ya poseen raíces zancudas que le permiten una mejor adaptación al ambiente acuático y salino, con una mayor competitividad, lo que puede constituir un aspecto importante de la estrategia de regeneración de esta especie.

Las experiencias realizadas en cuanto a la mangle rojo mostraron, en general, una mayor viabilidad en los propágulos que fueron plantados con respecto a aquellos que se implantaron de forma natural. Comparando los tres tratamientos se evidencia la tendencia de las plántulas de menor edad a crecer con más lentitud y ser más vulnerables al efecto de las mareas y las olas. A su vez los propágulos plantados tienen mayor supervivencia, debido posiblemente a que fueron anclados a mayor profundidad, lo que les permitió resistir el embate de olas y mareas.

Regeneración en claro grande en extremo de área de manglar

En los Bajos de Santa Ana, la regeneración ocurre en el extremo NW del área actualmente ocupada por manglares. En la misma existió un depósito artificial de arena en el período 1983-1986, lo que provocó la muerte de casi todos los mangles (Capote-Fuentes, 2003). Prácticamente todas las plantas encontradas durante el monitoreo de la regeneración de la vegetación en las parcelas P1 y P2 corresponden a las tres especies de mangle características de los manglares en Cuba: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*.

Las especies que no son mangles se comportaron de la forma siguiente. En P1 se detectó un ejemplar de *Paspalum vaginatum* en el muestreo correspondiente al mes 13. Por su parte en P2 se detectaron, en el mes 1, un individuo de *Sesuvium portulacastrum* y otro de *Paspalum vaginatum*. En ambas parcelas se detectaron, en los cuatro muestreos, 2 individuos de *Rhizophora mangle*. La dominancia numérica de las especies de mangle, y las tendencias al aumento de las medias de la altura de la vegetación y de la cobertura vegetal total constatan el avance del proceso de regeneración (Fig. 4).

Los valores de altura media y de cobertura vegetal total, los cuales tienden a ser mayores en P2, evidencian que en esta parcela el proceso de regeneración está más avanzado que en P1. Debido a que en ambas parcelas solamente se detectaron en los 4 muestreos, 2 individuos de *R. mangle*, se muestra el desarrollo temporal de la densidad de individuos para *A. germinans* y *L. racemosa* (Fig. 5).

La baja presencia numérica de *Rhizophora mangle* puede indicar que el área aún está afectada en cuanto a la llegada de propágulos de esta especie. En la propia línea de costa, muy cerca de

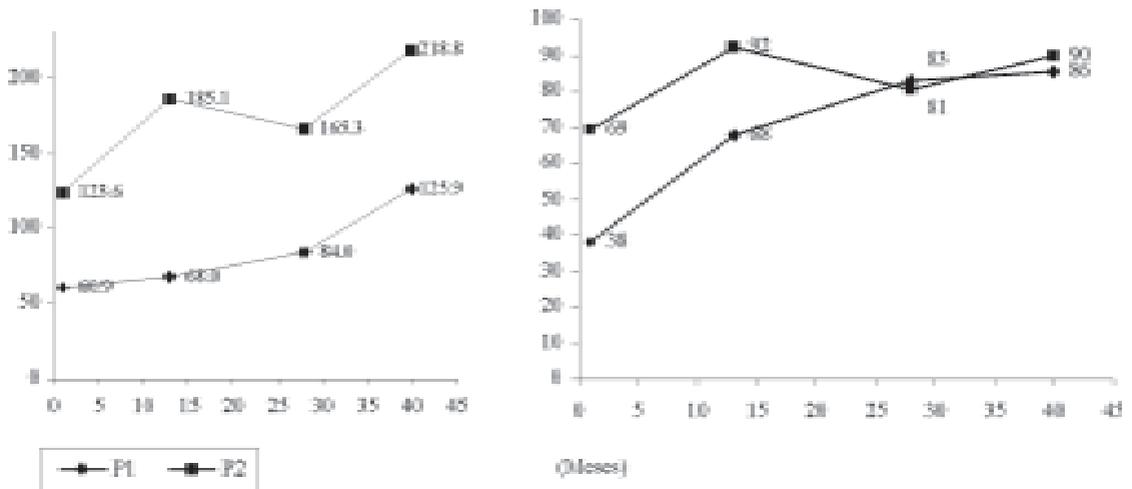


Fig. 4. Desarrollo temporal de las medias de altura de la vegetación y de cobertura vegetal total en las parcelas P1 y P2 durante los 4 muestreos; 4A. Altura de la vegetación (cm), 4B. Cobertura vegetal total (porcentaje).

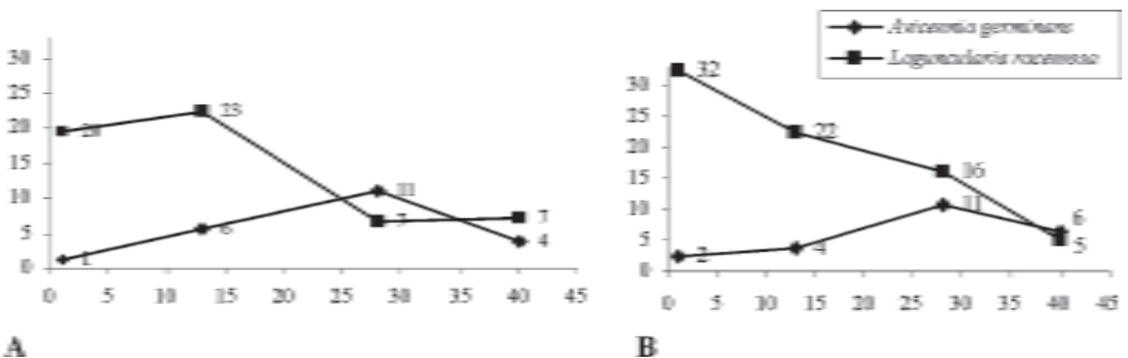


Fig. 5. Comportamiento temporal de la densidad media de individuos de *A. germinans* y *L. racemosa* en las parcelas. 5A. P1; 5B. P2.

la duna de arena donde se desarrolla el complejo de vegetación de costa arenosa, aún permanecen los tocones de mangle rojo. Originalmente en esa zona se encontraban los individuos que funcionaban como fuentes de propágulos para el área en que se ha estudiado el proceso de regeneración, sin embargo, el mangle rojo aún no se ha regenerado en la línea de costa y, por tanto, tampoco llegan los propágulos hasta las parcelas P1 y P2.

Puede interpretarse que en las próximas etapas *Avicennia germinans* aumentará su densidad en las parcelas, sobrepasando la dominancia de *Laguncularia racemosa* que ha caracterizado las primeras etapas. El alto potencial colonizador manifestado por estas especies coincide con los reportes de proyectos de restauración de manglares realizados en el continente americano (Capote-Fuentes y Lewis, 2004). La alta producción de propágulos y la hidrocoría constituyen características de estas especies, y de muchas de las especies típicas de manglares, que son componentes importantes de la resiliencia de los ecosistemas de manglar. Los resultados obtenidos en los proyectos de restauración mencionados (Capote-Fuentes y Lewis, 2004), y los del monitoreo de la regeneración de la vegetación de manglar en el presente trabajo, respaldan los

critérios de Lewis y Streever (2000) y Menéndez (2000) sobre la posibilidad de mejorar las prácticas tradicionales de restauración de manglares si se manejan con mayor eficiencia los procesos de recuperación natural de estos ecosistemas.

El comportamiento temporal de la altura media de *Rhizophora mangle* en las parcelas P1 y P2 (Fig. 6) apoya el criterio de que, si hubiera una llegada de propágulos mayor, la especie tuviera una mayor representación numérica de individuos adultos.

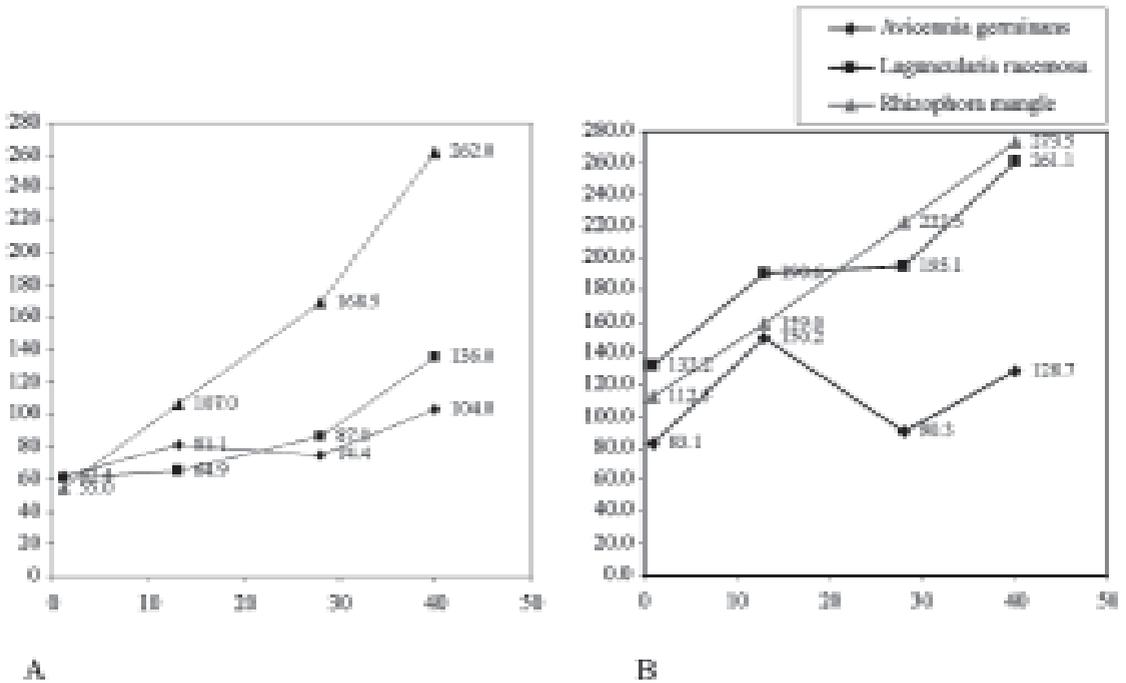


Fig. 6. Desarrollo temporal de la altura media de las especies de mangle en las parcelas. 6A. P1; 6B. P2.

La especie *R. mangle* es la que presenta una tendencia más sostenida al aumento de la altura media en P1 y P2. Por tanto, es muy probable que las condiciones para el crecimiento de los individuos de la especie no sean adversas en el área, pero primero deben llegar a la misma. A partir de los criterios de Lewis y Steever (2000), Menéndez (2000) y Capote-Fuentes y Lewis (2004), esta situación se debe tener en cuenta si se emprende un proyecto de restauración de manglares en el área situada al W de las parcelas P1 y P2, la cual actualmente está ocupada por un relleno de concreto. Si el proyecto de restauración se propone que la composición específica del manglar restaurado tenga una presencia importante de *R. mangle*, entonces las acciones de manejo deben propiciar la llegada de los propágulos de esta especie, ya que el mecanismo natural relacionado con la resiliencia del ecosistema aún está afectado. La covariación entre la altura media y el número de individuos en las parcelas P1 y P2 muestra tendencia a ser negativa (Fig. 7).

Varios autores han planteado que esta es la tendencia que debe observarse en el desarrollo de un manglar pero son escasos los estudios que respalden empíricamente este planteamiento, lo cual dificulta la realización de estimaciones cuantitativas útiles para la restauración de manglares (Lewis y Streever, 2000) y para la simulación de la regeneración natural de la vegetación de manglar. Los resultados obtenidos contribuyen a llenar parcialmente este vacío de información.

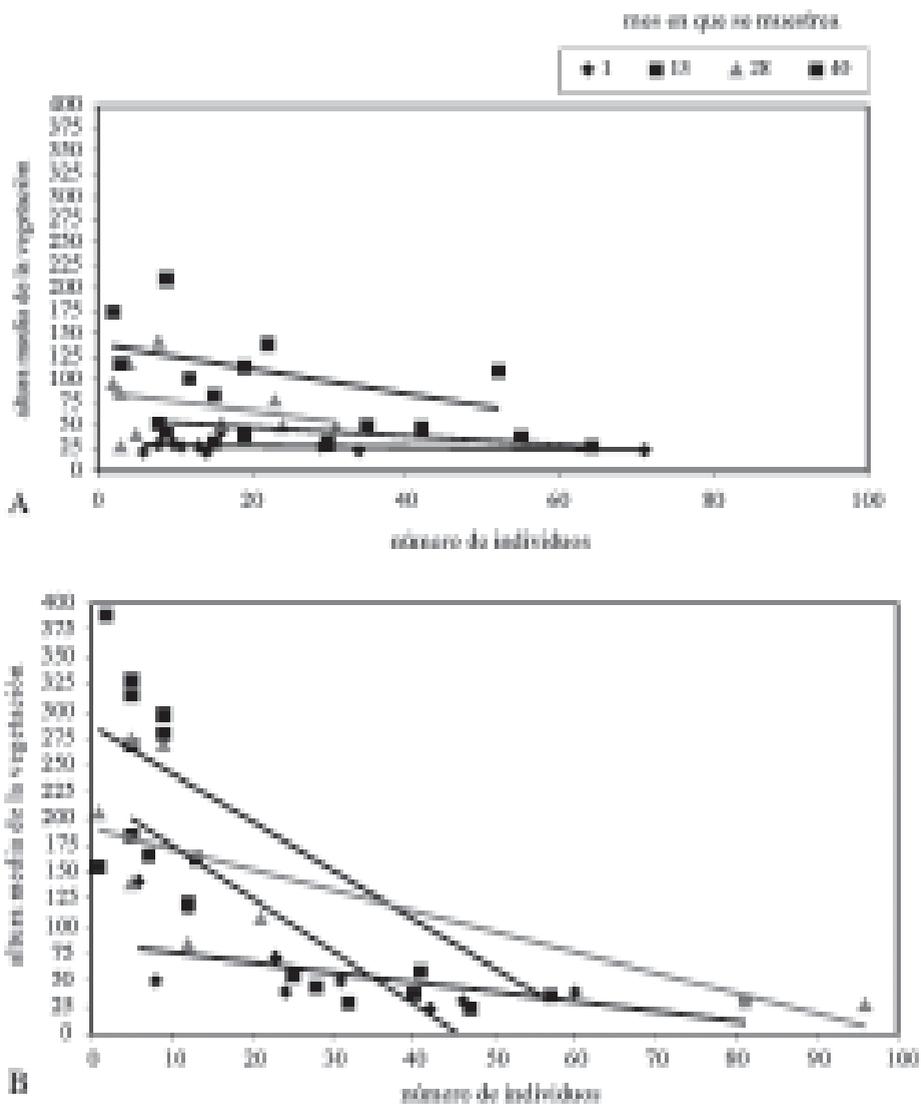


Fig. 7. Covariación entre la altura media de la vegetación y el número de individuos en las parcelas, en los 4 muestreos realizados. 7A. P1; 7B. P2.

La tendencia observada es más acentuada en la parcela P2, en la que el proceso de regeneración está más avanzado (Fig. 7B). En correspondencia con esto, si se interpretan los muestreos realizados en P1 y P2 como una continuidad temporal en ese orden, se observa una tendencia a acentuarse la covariación negativa, lo cual se refleja en la tendencia al aumento del valor absoluto de las pendientes de las líneas rectas esbozadas para la serie de datos de cada muestreo. Se exceptúa de esta tendencia la recta correspondiente a la serie del mes 28 en la parcela P2, lo cual puede deberse a la existencia en ella de dos puntos que se apartan de la tendencia de los demás por sus altos números de individuos y bajo valor de altura media de la vegetación. Por tanto, los puntos en cuestión también pueden provocar que la serie se aparte de la tendencia mostrada por la parcela durante los 40 meses de muestreo.

El manglar de borde estudiado ha presentado capacidad para recuperarse cuando la tensión que lo afectó disminuyó, y mostrado tal nivel de resiliencia tal que está permitiendo la conformación, o reconformación de un área de manglar.

Regeneración en manglar transformado a vegetación ruderal con parches aislados de manglar

En el Paisaje Natural Protegido Rincón de Guanabo (Habana del Este, provincia Ciudad de La Habana) esta situación de regeneración ocurre en la zona de Brisas del Mar, la cual fue parcelada para urbanización en forma de manzanas limitadas por aceras. La parcelación se llevó a cabo en la década de 1950. El manglar original quedó reducido a fragmentos o parches ubicados en las parcelas y representan aproximadamente 25 % de la extensión original (Garcell, 2005). Las parcelas se vendían por separado hasta 1959 para la construcción de viviendas; cada vez que esto ocurría se talaba el parche de manglar correspondiente y se rellenaba para la construcción. Como no todas fueron vendidas, quedaron los parches que hoy pueden apreciarse (M. González¹, comun. pers.). La persistencia de parches de manglar como representantes de los tipos de vegetación originales concuerda con la importancia que Capote (2001) concede a los manglares ante los procesos de fragmentación de la vegetación en Cuba.

Las matrices herbáceas adyacentes a los parches de manglar representan la vegetación ruderal; tienen su origen en algunas de las parcelas que fueron vendidas y consecuentemente taladas y rellenadas, pero que luego se abandonaron (M. González, comun. pers.). En las matrices se observan plantas jóvenes de mangle que probablemente provienen de los parches colindantes. En los parches y matrices herbáceas la única especie de mangle es *L. racemosa* (patabán). Su dominancia varía entre los diferentes sitios, lo cual se corresponde con otras características de su vegetación. Las matrices herbáceas están cubiertas por completo de vegetación, pero se trata principalmente de especies herbáceas (Tabla 2). Las modificaciones ocurridas en dichas matrices no permiten aún el desarrollo de árboles de mangle (Tabla 3).

La ausencia de plántulas también puede deberse a que la época de seca no es en la que se producen más frutos, paso previo a la aparición de plántulas. En el núcleo de manglar del PNP Rincón de Guanabo, y en sus claros, las plántulas tienden a presentarse con mayor frecuencia (Garcell, 2005).

Las plantas jóvenes predominan sobre las plántulas, lo cual indica que las condiciones de estos sitios no impiden pasar del estadio de plántula, al de planta joven (Fig. 8).

Tabla 3. Características generales de los mangles en la vegetación de las matrices y parches (valores promedio)

Variables	Matrices	Parches
Cobertura vegetal total promedio (%)	100	66
Importancia de los mangles en la composición florística	1:6	1:2
Importancia promedio de los mangles en la cobertura vegetal (%)	8	81

¹ Fundador del Paisaje Natural Protegido Rincón de Guanabo.

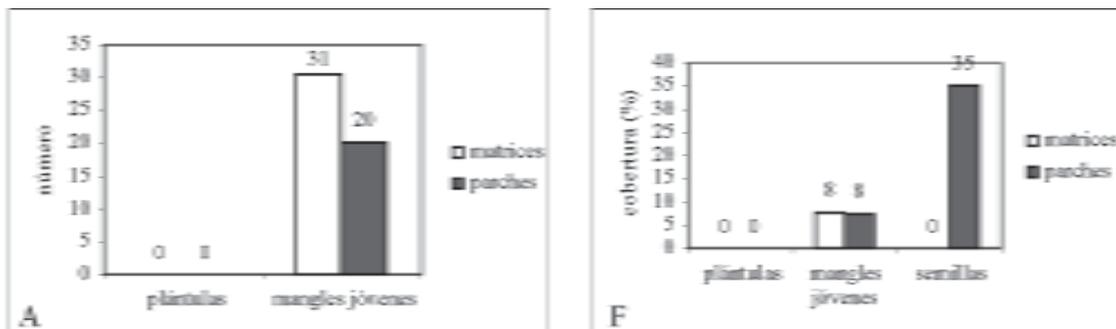


Fig. 8. Plántulas, plantas jóvenes y semillas de mangle en matrices y parches (valores promedio). 8a. Número, 8b. Cobertura.

El hecho de que sólo se encontraron semillas en los parches (Fig. 8b), y que el número de mangles jóvenes tiende a ser mayor en las matrices que en los parches (Fig. 8a), confirma a los parches como las fuentes de propágulos para las matrices, y concuerda con el hecho de que en estas últimas la ausencia de estrato arbóreo propicia el desarrollo de mangles jóvenes.

En la regeneración de la vegetación de manglar en el PNP Rincón de Guanabo, los mangles jóvenes tienden a dominar si no hay relleno en el suelo. Si existe relleno en alguna capa del suelo las especies sinantrópicas aumentan su importancia en la cobertura (Garcell, 2005). En todas las matrices y parches se encontró relleno (Tabla 4).

Tabla 4. Características de los mangles adultos en las matrices y parches (Promedio \pm desviación estándar)

	Altura total (metros)	Altura de la copa (metros)	DAP (centímetros)	Densidad (árboles/ m ²)
Matrices	0	0	0	0
Parches	6,5 \pm 1,3	4,3 \pm 1,2	7,0 \pm 1,2	0,9 \pm 0,0

Cuando hay relleno en las dos primeras capas del suelo la importancia de especies sinantrópicas en la cobertura puede alcanzar valores altos (Tabla 4, m2, p2). Sin embargo, en estos sitios muy transformados también es notable la importancia en la cobertura de los mangles jóvenes (Tabla 4, m2, p2). Ello sugiere un alto potencial de resiliencia que conduciría a la regeneración del manglar si se eliminara el relleno.

Los casos en que existe relleno y no se evidencia prácticamente regeneración de la vegetación de manglar, ocurren cuando el relleno está presente sólo en la segunda capa de suelo (Tabla 4, m1, p1). En el parche p1 únicamente aparecen mangles, por lo que la ausencia de mangles jóvenes no es necesariamente alarmante, máxime si las especies sinantrópicas tampoco están presentes (Tabla 4, p1). La matriz herbácea m1 es el caso más crítico de todos los sitios estudiados: las sinantrópicas alcanzan alta cobertura, mientras que la de los mangles jóvenes es baja (Tabla 4, m1). En p1 se encontraron semillas en el suelo, por lo que su cercanía a m1 permite asumir que en este último sitio la regeneración no está limitada por falta de propágulos. Sin embargo, las evidencias de tensión en p1, y la ausencia de plantas jóvenes, no descartan que dichos propágulos sean poco viables. Además, la llegada de estas semillas a la matriz herbácea m1 puede estar impedida si el relleno provocó diferencias importantes en la micro topografía

entre m1 y p1. Al respecto, Roig (2005) reportó para Rincón de Guanabo y Laguna del Cobre-Itabo que la variación de la microtopografía es fundamental para explicar diferencias entre los tipos de vegetación en cuanto a la importancia de los mangles en la cobertura vegetal y en la composición florística.

En el Paisaje Natural Protegido (PNP) Rincón de Guanabo, el relleno asociado a la urbanización promueve los siguientes cambios en áreas originalmente ocupadas por manglares: introduce un sustrato diferente, lo cual propicia que se establezcan especies sinantrópicas. Si el relleno modifica la micro topografía y produce aumento del nivel del terreno, entonces el manto freático está más alejado de la superficie del nuevo sustrato. Esto último disminuye la desoxigenación del suelo y se refleja en el comportamiento de su potencial Redox. A su vez, un terreno más elevado no se inunda prácticamente y disminuye la salinidad (Garcell, 2005). De esta manera se limita la capacidad competitiva de los mangles. A pesar de las modificaciones de la cobertura original de manglares, las evidencias de regeneración sugieren que si se implementan proyectos de restauración que remuevan los impactos que limitan dicha regeneración, podrá incrementarse la reducida cobertura actual de manglares.

Tabla 5. Relación de la presencia de relleno en el suelo de matrices y parches, con la importancia de mangles jóvenes y especies sinantrópicas en la cobertura vegetal

	Importancia en la cobertura de:		Relleno	
	individuos jóvenes de mangles	especies sinantrópicas	En capa 1	En capa 2
m2	8	58	x	x
p2	16	38	x	x
p1	0	0		x
m1	< 1	41		x

Consideraciones generales

La vegetación de manglares tiene alta capacidad de regeneración natural, lo que contribuye de forma notable a la resiliencia de estos ecosistemas ante los múltiples impactos que los han afectado históricamente. Esto no debe tomarse como garantía para actitudes y políticas degradadoras de los sistemas ambientales en los que los manglares se desarrollan, sino como oportunidad y reto para impactarlos mediante el uso adecuado, y a su vez mantener sus funciones y servicios a través de restauración y manejo.

Abstract. *Four case studies are approached in Cuba, which represent a growing order of impact and regeneration of the mangrove vegetation: Cabo Cruz (Niquero, Granma province), and Ecological Station of Majana (Artemisa, La Habana province); Bajos de Santa Ana (Beach, City of La Habana province); and Landscape Natural Protected Rincón de Guanabo (Habana del Este, City of La Habana province). It thinks about how the four case studies represent stages of an outline it has more than enough trajectories in that a mangrove can manifest its resiliency starting from that is impacted, which includes*

suggestions it has more than enough potentialities of natural regeneration, and monitoring necessities and restoration. The high capacity of natural regeneration of the swamp vegetation is demonstrated, what contributes notably to the resiliency of these ecosystems before the multiple impacts that have affected them historically.

Referencias

- Capote-Fuentes, R. T. (2003): Resiliencia de los manglares asociados al río Santa Ana, La Habana-Ciudad de La Habana, Cuba [inédito], tesis en opción al Título de Master en Ecología y Sistemática Aplicada, Instituto de Ecología y Sistemática, La Habana, 69 pp.
- (2004): *Mangroves as complex systems: their resilience in the Cuban archipiélago* (Draft Plan of Doctoral Research), International Doctoral Program for Development Studies (2003-2006), Center for Development Research (ZEF), Universidad de Bonn, Alemania, Instituto de Ecología y Sistemática (IES), 33 pp.
- Capote-Fuentes R. T. y R. R. Lewis (2004): *Resiliencia y restauración de los manglares del Golfo de México y El Caribe*. II Simposio Internacional de Restauración de Ecosistemas, Santa Clara, 18-21 de septiembre.
- Capote-Fuentes, R. T.; E. Y. Roig; H. Ferro; G. Garcell; R. P. Capote-López y S. González (2005): *Resilience and restoration of mangroves in the Gulf of Mexico and the Caribbean: regional features of a global issue*. 1st British-Cuban Workshop on Climate Change – a regional challenge with a global impact. Havana, Cuba, November 28 - 30.
- Capote-Fuentes, R. T. y R. Levins (2006): *Modelación matemática cualitativa como apoyo a la dirección de la gestión ambiental*. Tercer Seminario Bienal Internacional acerca de las Implicaciones Filosóficas, Epistemológicas y Metodológicas de la Complejidad, La Habana.
- Capote, R. (J'. Proy.). (2001): «Bases para el Sistema de Monitoreo de la Diversidad Biológica en Ecosistemas Terrestres» [inédito], Proyecto Ramal de Medio Ambiente, Informe Final, Instituto de Ecología y Sistemática (IES), Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA).
- Capote, R. P.; L. Menéndez; E. E. García y R. A. Herrera (1988): Sucesión vegetal. En *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba* (R. A. Herrera, L. Menéndez, M. E. Rodríguez y E. E. García, eds.), Proyecto MAB no. 1, 1974-1987, pp. 273-295.
- Costanza, R.; M. Mageau; B. Norton y B. C. Patten (1998): Predictors of Ecosystem Health. En *Ecosystem Health* (D. Rapport, R. Costanza, P. R. Epstein, C. Gaudet y R. Levins), Blackwell Science, pp. 240-250.
- Duke, N. C.; Z. S. Pinzón y M. C. Prada (1999): Recovery of Tropical Mangrove Forests Following a Major Oil Spill: A Study of Recruitment and Growth, and the Benefits of Planting. En *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez, eds.), Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México, UICN/HORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, pp. 231-254.
- Field, C. D. (1996): *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems. Okinawa, 250 pp.
- Garcell, G. (2005): «Regeneración de la vegetación de manglar en el Paisaje Natural Protegido Rincón de Guanabo, Ciudad de La Habana, Cuba» [inédito], trabajo de Diploma, Facultad de Biología, Universidad de La Habana, 38 pp.
- García, R.; A. Valdés; A. Priego; Y. Guerra y P. Herrera (1993): Vegetación original y actual de un sector de las Playas del Este en Ciudad de La Habana, Cuba. *Fontqueria*, vol. XXXVI, pp. 429-437.
- Gill, A. M. y P. B. Tomlinson (1969): Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) I. Habit and general morphology, *Biotropica*. I (1): 1-9.
- Grimm, V. y Ch. Wissel (1997): Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecología*, 109: 323-334.
- Hanokel, P. A. (1963): On the ecology of the mangrove vegetation. *Mitt, florist-soziolog*. Arbitagem, N. P., 10: 201-206.
- Holling, C. S. (1986): The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. En *Sustainable development of the biosphere* (W. C. Clark y R. E. Jun, eds.), Cambridge University Press, New York, pp. 292-317.
- Jiménez, J. A.; A. E. Lugo y G. Cintrón (1985): Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, 17(3):177-185.
- Lewis, R. R. & B. Streever (2000): *Restoration of mangrove habitat*. WRP Technical Notes Collection (ERDC TN-WRP-VN-RS-3.2), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- MacNae, W. (1968): A general account of the flora and fauna of mangrove swamps and forests in the Indo-west Pacific region, *Adv. Mar. Biol.*, 6: 73-270.
- Menéndez, L., J'. Proy. (2000): «Bases Ecológicas para la Restauración de Manglares en Áreas Seleccionadas del archipiélago cubano y su relación con los Cambios Climáticos Globales» (Código 01302123) [inédito], Programa Nacional de Cambios Globales y Evolución del Medio Ambiente Cubano.
- , J'. Proy. (2001): «Informe de Salud de Manglares de las provincias Camagüey y Ciego de Ávila» [inédito], Instituto de Ecología y Sistemática (IES), Proyecto Sabana-Camagüey.
- , J'. Proy. (2002): «Informe de Salud de Manglares de río Máximo, Parque Nacional Caguanes y las provincias Matanzas y Villa Clara» [inédito], Instituto de Ecología y Sistemática (IES), Proyecto Sabana-Camagüey.
- Oviedo, R.; L. Menéndez y J. M. Guzmán (2006): Flora asociada a los manglares y sus ecotonos. En *Ecosistema de*

- Manglar en el archipiélago cubano* (L. Menéndez y J. M. Guzmán, eds.), UNESCO, La Habana.
- Pannier, R. F. (1976): *Manglares con enfoque fisiológico*. Biología 6.
- Programa Sibarimar (2004): «Plan de Manejo del Paisaje Natural Protegido Rincón de Guanabo» [inédito], Comité Sibarimar ONG Pro-Naturaleza, Museo Municipal Habana del Este, La Habana.
- Rabinowitz, D. (1978): Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica*, 10(1): 47-57.
- Rapport, R. Constanza, P. R. Epstein; C. F. Caudet y R. Levins (1998): *Ecosystem Health*. Blackwell Science, 372 pp.
- Tomlinson, P.B. (1986): *The Botany of mangroves*. Cambridge University Press, 419 pp.
- UNEP (1995): *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, 1 140 pp.
- Vales, M.; A. Álvarez; L. Montes y A. Ávila, comps. (1998): *Estudio Nacional sobre la Diversidad Biológica en la República de Cuba*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Centro Nacional de Biodiversidad del Instituto de Ecología y Sistemática, Agencia de Medio Ambiente, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Ed. CESYTA, Madrid, 480 pp.
- Vilamajó, D.; M. Vales; R. P. Capote; D. Salabarría y J. M. Guzmán (2002): *Estrategia Nacional para la Diversidad Biológica y Plan de Acción de la República de Cuba*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Centro Nacional de Biodiversidad del Instituto de Ecología y Sistemática, Agencia de Medio Ambiente, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Editorial Academia, 88 pp.

Aspectos de la ecoanatomía y ecomorfología foliar de los manglares cubanos

Daysi Vilamajó y Miguel A. Vales

Introducción

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.

Margalef (1972), describió la estructura de este ecosistema formado por fajas o zonas. En nuestro caso, la faja exterior colindante con el mar y permanentemente inundada por el agua, está formada por *Rhizophora mangle*, a la que sigue una segunda faja en la que domina *Avicennia germinans*, y se continúa con la faja de *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*, en zonas terrestres.

Samek (1974), señala que el manglar en Cuba crece sobre suelos profundos cenagosos, bien aireados, y por lo general, más o menos arcillosos. Por su parte, Capote y Berazaín (1984) describen la estructura de esta formación vegetal con un estrato arbóreo de 5-15 m de altura, presencia de raíces zancudas y neumatóforos, sin estrato arbustivo, y con herbáceas y trepadoras presentes.

Grisebach (1872) en sus estudios de la vegetación del mundo, aporta las primeras relaciones de la morfología de las hojas y el clima. Durante mucho tiempo se ha pensado que las hojas presentan distintas características de acuerdo con los tipos de formaciones vegetales en que se desarrollan las especies a que pertenecen, sin embargo no fue hasta finales de la década de los años 60 del pasado siglo en que se han mostrado ejemplos de estudios detallados de sus estructuras con un enfoque ecológico (Howard, 1969; Grubb, 1974; 1977 y Tanner Kapos, 1982). Desde entonces la consistencia y el tipo de las hojas han sido considerados como importantes indicadores de las condiciones ambientales (Taylor, 1975 y Orians Solbrig, 1977). En consecuencia, de acuerdo con los rasgos morfológicos y fisonómicos se pueden definir distintos tipos de hojas, siempre que la observación en el terreno sugiera una marcada convergencia del tipo de vegetación con los factores climáticos.

Las investigaciones encaminadas a conocer las características ecomorfológicas y ecoanatómicas foliares de las especies arbóreas de bosque tropicales y los resultados que al respecto se encuentran

en la literatura internacional son escasos. Como señalan Martínez-Cabrera *et al.* (2003), son pocos los que utilizan la anatomía foliar en otros objetivos de investigación. Estas características, que aportan datos sobre las posibilidades adaptativas de las especies, pueden ser claves para el diseño de planes de rehabilitación o restauración de ecosistemas, y brindan bases sólidas para su planeamiento, pues como señala el Ministerio de Medio Ambiente de España (1998), la reforestación es una actividad que se ejerce continuamente, cada vez con más fuerza ante la demanda creciente de espacios arbóreos con distintos fines como la producción de madera, el recreo, la conservación, etcétera.

Este trabajo está encaminado a conocer las tendencias en que se desarrollan los patrones ecoanatómicos y ecomorfológicos de las especies de manglar, a partir de los resultados obtenidos por Vales y Vilamajó (1995) y Vilamajó *et al.* (2001). Estos resultados permiten contribuir al conocimiento del grado de xeromorfía de los manglares cubanos, aspecto de gran importancia en los planes de reforestación, planes agrícolas y estudios ecológicos integrados.

Caracterización de la zona de estudio

Los manglares enclavados en la Ensenada de Majana constituyen una buena representación de esta formación vegetal en la provincia de La Habana. De acuerdo con Núñez Jiménez (1972), esta ensenada forma parte de la Ciénaga Litoral del Sur, que se prolonga entre la ensenada de Cortés al este de Guanahacabibes y la Bahía de Cochinos, y consiste en una faja cenagosa, cubierta en gran medida por tupidos manglares en contacto por el norte con los llanos occidentales. Esta ciénaga litoral es en gran parte de origen cársico y las lagunas más o menos circulares que presenta, son antiguas dolinas cubiertas por los pantanos, por lo que puede afirmarse que la ciénaga litoral cubre un carso en estado fósil. Limita al este con el cocal del Corojal y presenta una identificación constituida por un saliente conocido por Punta Salina. La red fluvial está ampliamente modificada por la construcción de canales para el regadío, los cuales se alimentan del río Jícara y de la Laguna de Piedra. Esta última represada y con cambio en su dirección de desagüe sur al este. El relieve es poco diseccionado y la costa más alta es de 10 m.

La estación de trabajo se ubicó en esta ensenada, en el municipio de Artemisa de la provincia La Habana, en las coordenadas 22° 40' latitud norte y 82° 47' longitud oeste. El área según Herrera *et al.* (1986), está seccionada por varios canales en parte obstruidos por vegetación y sedimentos. Presenta varias lagunas, y la de Gamboa es la de mayor tamaño.

La geología según Furrázola (1978), en su mapa geológico de *Atlas Nacional*, la sitúa en las formaciones del holoceno, con arrecifes y costa aluvial del cuaternario. Por su geomorfología forma parte de las llanuras marinas lacuno-palustres, según Cañas e Isalgué (1978). Rego (1978) enmarca el clima de esta zona en un régimen caracterizado por temperaturas medias anuales de hasta 25 °C y precipitaciones anuales entre 1 200 y 1 400 mm. Vilamajó *et al.* (1988), en el mapa bioclimático de Cuba 1: 3 000 000, sitúa a Majana dentro del tipo bioclimático termoxerochiménico, medianamente seco, con tres a cuatro meses de sequía, que se caracteriza por un promedio anual de lluvias de 900 a 1 900 mm, y llega a 2 300 mm en las regiones montañosas que corresponde a bosques semidecíduos y siempreverdes.

La vegetación de la ensenada está formada por manglares, medianamente conservados, en la que se presentan las cuatro especies arbóreas típicas de la formación vegetal en nuestro país: *R. mangle* (mangle rojo), *A. germinans* (mangle prieto), *L. racemosa* (patabán) y *C. erectus* (yana), se observa más adentrados en tierra firme y en algunos claros dentro del manglar, herbazales de ciénaga y comunidades herbáceas bajas, de diferentes composiciones florísticas, fisonómicas y orígenes.

Relaciones ecomorfológicas

La tabla 1 muestra los valores de las distintas relaciones entre el peso fresco, el peso seco y el área foliar, halladas como características ecomorfológicas para las 4 especies arbóreas.

Tabla 1. Características ecomorfológicas y valores de los índices numéricos de las especies

Especies	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Conocarpus erectus</i>	Meso phanerophyta	Micófila	12,39	1,547	0,37	77,00	2,09	0,65
<i>Laguncularia racemosa</i>	Meso phanerophyta	Notófila	26,09	0,815	0,21	74,00	2,02	1,23
<i>Rhizophora mangle</i>	Micro phanerophyta	Notófila	29,72	0,725	0,22	70,00	3,23	1,38
<i>Avicennia germinans</i>	Meso phanerophyta	Notófila	30,92	0,719	0,21	71,00	3,40	1,39

Leyenda: 1- Tipo biológico, 2- Tipo de hoja, 3- Área foliar, 4- Área foliar específica, 5- Desarrollo del área foliar, 6- Nivel máximo de hidratación, 7- Grado de succulencia, 8- Grado de esclerofilia.

Área foliar

La proporción obtenida fue de 75 % de notófilas y 25 % de micrófilas, éste último aportado por la especie *Conocarpus erectus*.

Grado de desarrollo del área foliar

Todos los valores fueron menores de los $0,4 \text{ dm}^2 \text{ g}^{-1}$, lo que evidencia las características xeromórficas de estas especies según los criterios de Camerik y Werger (1981), Shratz (1932), Pisek (1956) y Lebrun (1962), quienes indicaron que cifras menores de $0,7 \text{ dm}^2 \text{ g}^{-1}$ para el desarrollo del área foliar estaban relacionados con xeromorfía en las hojas.

Nivel máximo de hidratación

Estos valores son cercanos a 70 %.

Grado de succulencia

Delf (1912) establece que se consideran como succulentas reales aquellas especies que presentan valores entre $0,5$ y $12,0 \text{ g gm}^{-2}$ y semisucculentas las de valores comprendidos entre $2,8$ y $4,0 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-2}$ (c.f. Stocker (1931-1932)). De acuerdo con estas categorías en el manglar no encontramos succulentas, pero 75 % de las especies estaban en el rango de semisucculentas: *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*.

Esclerofilia

En las especies estudiadas, los valores de la esclerofilia obtenidos según Müller-Stoll (1947-1948) se encontraban en el rango de $0,65$ a $1,39 \text{ g dm}^{-2}$. Este autor consideró a las especies con valor de $0,7 \text{ g dm}^{-2}$ o mayores, como verdaderas xerófitas. El manglar mostró 75 % de especies arbóreas xerófitas verdaderas, de acuerdo con el grado de esclerofilia según el índice de Müller-Stoll. Por su parte, *C. erectus* no resultó xerófito de acuerdo con estos criterios ya que presentó un grado de esclerofilia de $0,65 \text{ g dm}^{-2}$, mientras que las dos especies restantes mostraron valores entre $1,23$ y $1,39 \text{ g dm}^{-2}$.

En el manglar de Majana, según Herrera y Rodríguez (1988), no aparecen especies de hojas esclerófilas, correspondiendo 75 % a las papiráceas o hipoesclerófilas y 25 % a las membranáceas

u oligoesclerófilas, aportado este último por *C. erectus*. El análisis comparativo de los índices de esclerofilia y succulencia se muestra en la figura 1.

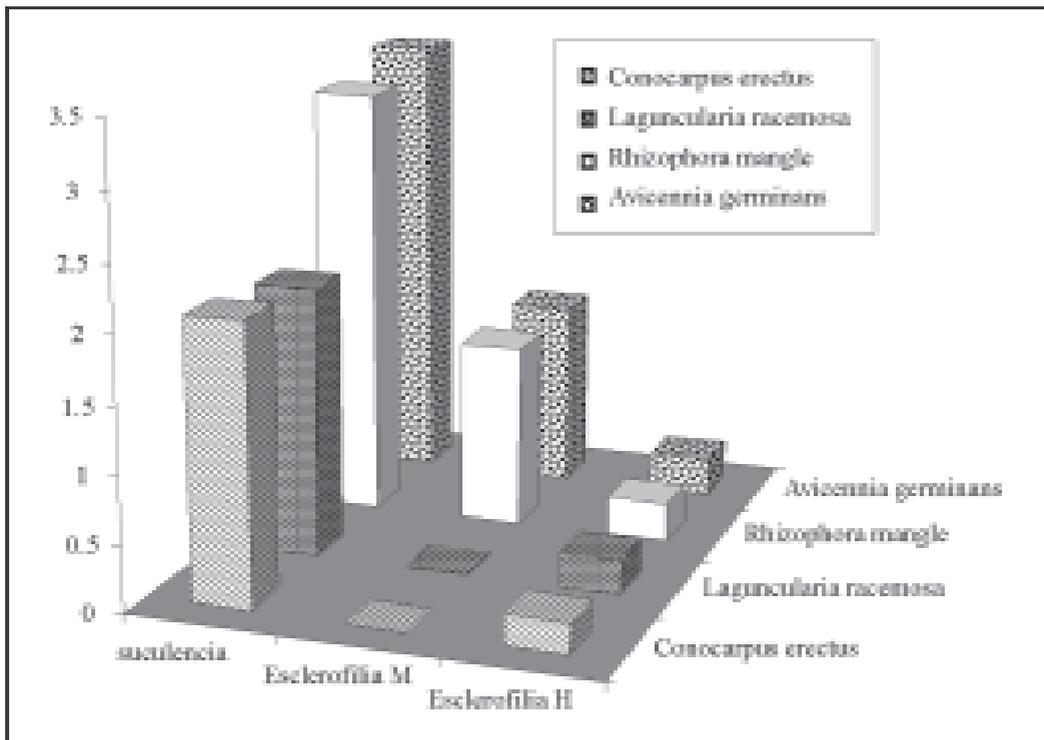


Fig. 1. Análisis comparativo de los índices de succulencia y esclerofilia según Müller-Stoll y Herrera y Rodríguez.

En el análisis comparativo por ambos métodos (Tabla 2) para la determinación de la esclerofilia en las tres especies sometidas en el ecosistema a una mayor salinidad del medio (*R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*), resulta evidente que éstas pertenecen a una misma categoría que representa una mayor esclerofilia cuando se comparan con los valores de *C. erectus*.

Es importante señalar que en nuestros resultados no se encuentra ningún patrón que responda a altos valores de succulencia y/o esclerofilia. Todo esto demuestra que al constituir tanto la esclerofilia como la succulencia, el resultado de la tendencia a la xeromorfía, una u otra se manifiesta de acuerdo con las causas que la originan. La estrategia seguida por *L. racemosa*, *R. mangle* y *A. germinans* es exclusiva para estas especies de manglar de la que queda excluida *C. erectus*, especie que a pesar de ser característica de este ecosistema, crece en sitios no anegables y, en general, más alejadas de las costas y con niveles más bajos de salinidad.

Walter (1973), Leigh (1975) y Dudley (1978), señalaron que la xeromorfía en las hojas se expresa por una reducción en el tamaño de las hojas, presencia de esclerofilia, y en menor grado, por el aumento en la succulencia; y que estas características se pueden encontrar en los ecosistemas tropicales, donde el clima está sometido a rápidos y fuertes cambios en la radiación solar y en la humedad ambiental, entre los períodos de cielo despejado y nublado. En los períodos de cielos despejados el flujo de radiación es alto, y en consecuencia la temperatura de la hoja aumenta con rapidez en corto tiempo, por lo que crece la demanda de agua en la planta, lo que se expresa en el manglar por el grado de succulencia.

Otra ventaja de las hojas xeromorfas es su gran resistencia al estrés mecánico causado frecuentemente por los fuertes vientos, en lo que se destaca *C. erectus*, con valores para todos

Tabla 2. Comparación de esclerofilia y grado de esclerofilia (PS= peso seco; PF= peso fresco y AF= área foliar)

Especies	Grado de esclerofilia PS/AF (g. dm ⁻²)	Esclerofilia PS/PF
<i>Conocarpus erectus</i>	0,65	0,23
<i>Loguncularia racemosa</i>	1,23	0,26
<i>Rhizophora mangle</i>	1,38	0,30
<i>Avicennia germinans</i>	1,39	0,29

Leyenda: 1- Área foliar, 2- Grosor de la lámina, 3- Grosor de la epidermis superior, 4- Grosor de la epidermis inferior, 5- Número de capas del parénquima en empalizada, 6- Grosor del parénquima en empalizada, 7- Grosor del parénquima lagunar, 8- Relación parénquima en empalizada/parénquima lagunar, 9- Relación parénquima lagunar/ parénquima en empalizada, 10- Cristales, 11- Presencia de esclerénquima, 12- Esclereidas transcurrentes, 13- Número de estomas. mm⁻², 14- Longitud de las células oclusivas, 15- Capas de hipodermis, 16- Pubescencia en el envés, += presencia, -= ausencia

los caracteres que la diferencian por presentar hojas micrófilas, los mayores valores del área foliar específica y del desarrollo del área foliar y los menores para el grado de succulencia y de esclerofilia.

Características ecoanatómicas

Las especies arbóreas del manglar presentan una baja densidad estomática, con el valor mínimo de 70 estomas. mm⁻² en *R. mangle*. Esta especie sobresale además por un valor de 70,0 mm en el largo promedio de las células guardianas. Las relaciones entre el grosor medio de las láminas; el grosor de las paredes de las células epidérmicas; y el grosor de las capas de mesófilo de empalizada y no empalizada, evidencian una tendencia a la xeromorfia y concuerdan con lo planteado por Esau (1969), cuando señaló que: «las hojas xeromórficas tienen el tejido en empalizada relativamente más desarrollado que las hojas mesomórficas» y «las membranas de la epidermis pueden ser delgadas en las plantas mesomórficas, que pueden soportar ambientes secos, mientras que la epidermis puede tener membranas gruesas y lignificadas». Se observa que *R. mangle* alcanza el valor de 264,6 µm en cuanto al grosor de la lámina (Tabla 3).

El grosor de las paredes más externas de las células epidérmicas superiores, alcanza valores extremos de 2,1 µm en *L. racemosa* y 6,3 µm en *A. germinans*. Respecto al grosor de la pared más externa de las células epidérmicas inferiores, *R. mangle* alcanzó el mayor promedio con 4,2 µm. El grosor de la capa de mesófilo de empalizada alcanzó sus valores extremos en *A. germinans* con 34,3 µm y *R. mangle* con 117,6 µm. El grosor de la capa del mesófilo no empalizada osciló entre 68,6 µm en *R. mangle* hasta 102,9 µm en *L. racemosa*. Según el índice de pelosidad de De Sloover *et al.* (1965), aproximadamente 15 % de las especies del manglar resultaron pelosas.

En cuanto a las características anatómicas de las hojas, se concluye que las especies que de una forma u otra se destacan son *R. mangle* y *A. germinans*, las cuales presentaron valores diferenciales para casi todos los caracteres.

La primera *R. mangle* con valores máximos del grosor de la lámina, del grosor de la pared epidérmica inferior más externa, del grosor de la capa de mesófilo de empalizada, de la relación empalizada: no empalizada y del largo de las células guardianas, y valores mínimos del grosor de la capa de mesófilo no empalizada, de la densidad de las estomas. mm⁻² y de la relación no empalizada: empalizada; y la segunda *A. germinans*, exhibió valores máximos del grosor medio de la epidermis

Tabla 3. Valores numéricos de las características de la anatomía foliar de las especies estudiadas

Especie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
	cm ²	µm	µm	µm	µm	µm	µm	µm						µm		
<i>A. pennsylvanica</i>	38,92	240,1	6,3	2,0	1	34,3	93,1	0,4	2,7	-	+	+	107	25,2	3	2
<i>C. cretica</i>	12,39	166,6	4,2	2,0	1	44,1	78,4	0,6	1,8	-	-	+	80	27,4	1	0
<i>L. racemosa</i>	26,09	166,6	2,1	2,0	1	53,9	102,9	0,5	1,9	-	-	+	107	24,6	-	0
<i>R. myrica</i>	28,72	264,6	4,2	4,2	1	117,6	68,6	1,7	0,6	+	+	-	70	37,4	1	0

Leyenda: 1- Área foliar, 2- Grosor de la lámina, 3- Grosor de la epidermis superior, 4- Grosor de la epidermis inferior, 5- Número de capas del parénquima en empalizada, 6- Grosor del parénquima en empalizada, 7- Grosor del parénquima lagunar, 8- Relación parénquima en empalizada/parénquima lagunar, 9- Relación parénquima lagunar/ parénquima en empalizada, 10- Cristales, 11- Presencia de esclerenquima, 12- Esclereidas transcurrentes, 13- Número de estomas. mm⁻² 14- Longitud de las células oclusivas 15- Capas de hipodermis, 16- Pubescencia en el envés, +- presencia; -- ausencia.

superior, de la relación no empalizada: empalizada y de la densidad estomática, y mínimos del grosor de la capa de mesófilo de empalizada y de la relación empalizada: no empalizada; y que resultó la única especie pelosa del manglar. Vale destacar que esta especie sea la única de todas las estudiadas, con cinco capas de hipodermis: tres en el haz y dos en el envés, esta característica denota una alta adaptación al medio.

De acuerdo con esto es posible afirmar que existen especies que denotan características más xeromorfas como *R. mangle*, que como señaló Panshin (1932), habita en lugares fisiológicamente secos, debido a la salinidad del medio. Los valores obtenidos para los distintos caracteres del manglar se distinguen especialmente por el alto porcentaje de especies con hipodermis, donde se destaca *A. germinans* con tres capas de hipodermis en el haz y dos capas en el envés; y por la baja densidad estomática. Esto se explica pues el ecosistema de manglar se desarrolla en condiciones extremas de salinidad del medio, por lo que las estrategias de estas especies siguen tendencias de disminución de la transpiración y acumulación de agua en los tejidos.

En el manglar la alta presencia de notófilas, los valores del desarrollo del área foliar, los valores de la esclerofilia, y del grado de succulencia de tres especies arbóreas que son precisamente aquellas consideradas como «mangles verdaderos», demuestra que existe tendencia a la xeromorfía, pero en este caso siguen la estrategia de la succulencia como era de esperar para una formación vegetal halófila.

Conclusiones

- Bajo condiciones ecológicas semejantes, las especies dadas sus potencialidades genético evolutivas, presentan tendencias de adaptación al medio, las que siguen en algunos casos estrategias estructurales (*R. mangle*) y en otros funcionales (*C. erectus*).
- *Conocarpus erectus* se diferencia totalmente por sus características ecomorfológicas que denotan un menor estrés hídrico al desarrollarse en tierra firme.
- *A. germinans* y *L. racemosa*, que en el ecosistema ocupan posiciones intermedias en cuanto a la distancia de la línea de costa, mostraron características morfoanatómicas intermedias entre las 2 especies de los extremos, con tendencias ecomorfológicas cercanas a *R. mangle* y características anatómicas semejantes a *C. erectus*.

Abstract. *The results of the study of the characteristic eco anatomical and the relationships eco morphological of the leaves of the four tree species arboreal of the Cuban swamps and present in the study area, are presented. The high presence of notófilas leaves, the values of the development of the area to foliate, the value of the esclerofilia, and of the grade of succulence of three arboreal species are in fact those considered as «true mangroves» (Rhizophora mangle, Avicennia germinans, Laguncularia racemosa), they demonstrate that tendency exists to the xeromorfía, but in this case they follow the strategy of the succulence like was waiting for halófila community formation.*

Referencias

- Camerik, A. M. & J. A. Werger (1981): Leaf characteristics of the Flora of the high plateau of Itatiaia, Brasil. *Biotropica*, 13(1): 39-48.
- Capote, R. P. y R. Berazain (1984): Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Rev. Jard. Bot. Nac.*, 5(2): 27-75.
- Cañas, P. y S. Isalgué (1978): Geomorfología. En *Atlas de Cuba*, ICGC, pp. 30-31.

- 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.
- De Sloover, J. ; J. Lebrun y T. Marynea (1965): Quelques paramètres foliaires liés au bilan d'eau des strates ligneuses de trois types de forêts belges, *Bull. Acad. r. Belg. Cl. Sci.*, 51(5): 640-671.
- Delf, E. M. (1912): Transpiration in succulent plants. *Ann. Bot.*, 26: 409-442.
- Dudley, E. C. (1978): Adaptative radiation in the Melastomataceae along an altitudinal gradient in Perú. *Biotropica*, 10: 134-143.
- Esau, K. (1969): *Anatomía vegetal*. Instituto del Libro, 729 pp.
- Furrazola Bermúdez, G. (1978): Geología. En *Atlas de Cuba*, ICGC, pp. 24-25.
- Grisebach, A. (1872): *Die Vegetation der Erde nach ihrer klimatischer Anordnung*. 2 vols. Engelmann, Leipzig, 1 260 pp.
- Grubb, P. J. (1974): Factors controlling the distribution of forest-types on tropical mountains: new factors and new perspective. In: *Altitudinal Zonation in Malasia* (J. R. Fenley, ed.), Trnas. 3rd. Aberdeen-Hull Symp, Males, Ecol. Univ. Hull, Geogr. Dept. Miscell, Serv, 16: 13-46.
- (1977): Control of growth and distribution on wet tropical mountains with special reference to mineral nutrition. *A. Rev. Ecol. Syst.*, 8: 83-107.
- Herrera, R. *et al.* (1986): *Situación actual del ecosistema de manglar en Cuba*. Informe del Instituto de Ecología y Sistemática, Academia de Ciencias de Cuba, 82 pp.
- Herrera, R. y M. E. Rodríguez (1988): Clasificación funcional de los bosques tropicales. En: *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba* (R. Herrera, L. Menéndez, M. E. Rodríguez y E. E. García, eds.), Proyecto MAB no.1 (1974-1983), pp. 274-626.
- Howard, R.A. (1969): The ecology o fan elfin forest in Puerto Rico. 8. Studies of stem growth and form and leaf structure. *J. Arnold Arbor*, 50: 225-267.
- Lebrun, J. (1962): Sur quelques paramètres des limbes foliaires par rapport a leurs propriétés hydriques, chez diversesespèces du genre Coffea. *L. Bull. Acad. R Belg. Cl. Sci.*, 48(5): 1041-1053.
- Leigh, E. G. (1975): Structure and climate in tropical rain forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 6: 67-86.
- Margalef, R. (1972): *Ecología marina*. Editorial Dossat, S. A., Caracas, 600 pp.
- Martínez-Cabrera, D.; T. Terrazas y F. Zavala-Chávez (2003): Arquitectura foliar y anatomía de la corteza y la madera de *Quercus sartorii* y *Q. xalapensis* (Fagaceae). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 73: 63-72.
- Ministerio de Medio Ambiente de España (1998): Guías metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental. Secretaría General Técnica, Series monográficas, 3. Repoblaciones forestales, Closas-Orcoyen, SL, 181 pp.
- Müller-Stoll, W. R. (1947-1948): Oekologische Untersuchungen an Xeriothermpflanzen de Kraichzaus. *Z. Bot.*, 29: 161-253.
- Núñez Jiménez, A. (1972): Las regiones naturales. En *Geografía de Cuba*, II parte, Instituto Cubano del Libro, 282 pp.
- Orians, G. H. y O. T. Solbrig (1977): A cost-income model of leaves and roots with special reference to arid and semi-arid areas. *Am. Nat.*, 111: 677-690.
- Panshin, A. J. (1932): An anatomical study of the woods of the mangrove swamps. *Philipp. J. Sci.* 48: 143-207.
- Pisek, A. (1956): Der Wasserhaushalt der Meso und Hygrophyten, *Handb. Pflanzenphysiol.*, 3: 825-853.
- Raunkier, C. (1934): *The life forms of plants*. Statistical geography, Claredon Press, Oxford, 634 pp.
- Rego Vázquez, J. (1978): Temperatura media anual del aire. Precipitación anual. En *Atlas de Cuba*. ICGC, 143 pp.
- Samek, V. (1974): *Elementos de silvicultura de bosques latifolios*. Editorial Ciencia y Técnica, Instituto Cubano del Libro, La Habana, 292 pp.
- Schratz, E. (1932): Untersuchungen ube die Beziehungen zwischen Transpiration und Blattastruktur, *Planta*. 16: 17-69.
- STATSOFT INC (1998): STATISTICA for Windows. Manual Ver.6.0, Tulsa, Oklahoma.
- Stocker, O. (1931-1932): Transpiration und Wasserhushalt in verschiedenen Klimazonen, I Untersuchungen an der arktischen Baumgrenzen in Schwedisch-Lapland. *Jb. Ws. Bot.*, 75: 494-549.
- Tanner, E. V. J. & V. Kapos (1982): Leaf structure of Jamaican Upper Montane Rain Forest Trees. *Biotropica*, 14(1): 16-24.
- Taylor, S. E. (1975): Optimal leaf form. In *Perspectivas of biophysical ecology* (D. M. Gates & R. B. Schmerl, eds.), *Ecol. Stud.*, 12: 73-86.
- Vales, M. A. y D. Vilamajó (1995): Relación entre anatomía foliar y ecología en tres formaciones vegetales cubanas. *Fontqueria*, 421:119-126.
- Vales, M. A. *et al.* (1998): Estudio Nacional de la Diversidad Biológica en la República de Cuba. Editorial CESYTA, España, 488 pp.
- Vilamajó, D. y L. Menéndez (1987): Flora y vegetación del Grupo Insular Las Coloradas, Cuba. *Acta Botánica Cubana*, no. 38, 14 pp.
- Vilamajó, D. *et al.* (1988): Mapa Bioclimático, escala 1: 3 000,000. En *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, IG-ACC, ICGC, Gráfica Alber, España, X.1.2-3.
- Vilamajó, D. *et al.* (2001): Características ecomorfológicas de tres formaciones vegetales del occidente de Cuba. *Acta Botánica Cubana*, no. 150-155, pp. 24-31.
- Walter, H. (1973): *Die Vegetation der Erder in okophysiologischer Betrachtung*. Band 13rd de Fischer, Stuttgart, 743 pp.

Efectos de la variación seminal y la salinidad sobre la germinación de *Conocarpus erectus* L.

Bárbara C. Muñoz y Jorge A. Sánchez

Introducción

Conocarpus erectus L., es un componente arbóreo de los manglares tropicales situado fuera de los límites de las mareas. En Cuba se conoce vulgarmente como «Yana» y se considera una especie periferal por ocupar, en general, la franja más retirada de la costa de la vegetación de bosques de mangles, donde puede formar rodales puros o estar asociados con vegetación halófila baja (Menéndez *et al.*, 2004). También esta especie se considera un pseudo-mangle por no presentar el mecanismo reproductivo de viviparí, ni el dimorfismo radical, que caracteriza a los componentes de esta formación vegetal (Pozo, 1986).

Las poblaciones naturales de *C. erectus* se explotan para la producción de carbón vegetal y en menor cuantía para la construcción de embarcaciones (Muñoz *et al.*, 1994). Su fruto tiene forma de piñón con alrededor de 36 a 56 aquenios que constituyen las unidades de dispersión (Mizrachi *et al.*, 1980). Sin embargo, existen pocos reportes sobre su reproducción sexual; aunque, se conoce que las semillas frescas germinan tanto a luz como en la oscuridad, pero tienen baja tolerancia a la salinidad del sustrato (Mizrachi *et al.*, 1980; Muñoz *et al.*, 1994). También Mizrachi *et al.* (1980) determinaron que más de 85 % de las semillas producidas por esta especie son vanas (i.e., vacías). Posteriormente, Muñoz *et al.* (1994) informaron que este fenómeno es más evidente hacia los extremos del fruto.

Por su parte, se conoce que la posición de las semillas dentro de un simple fruto puede afectar su respuesta germinativa (Gutterman, 2000). De hecho, el efecto materno y/o las condiciones ambientales en que se desarrollan las plantas madres pueden contribuir considerablemente a la plasticidad fenotípica de la germinación en muchas especies que ocupan ambientes extremos o impredecibles (Gutterman, 2000; 2003). Aspectos que deben considerarse si se pretende tener éxito en la reforestación con árboles de *C. erectus* o para la conservación de las líneas de costa debido a las afectaciones antrópicas o naturales del ecosistema de manglar, pues se conoce muy poco acerca de sus requerimientos germinativos en comparación con otras especies de mangle.

El objetivo principal de este estudio fue determinar cómo la procedencia de la planta madre, la posición de las semillas en el fruto, y la salinidad del sustrato influyen en la germinación de *Conocarpus erectus*. También se examinó la viabilidad de las semillas según su posición en el fruto y la procedencia.

Colecta y procesamiento de las semillas

Las semillas se colectaron de frutos maduros directamente de árboles adultos en noviembre de 1991 en los manglares de la Estación Ecológica de Majana, La Habana, y en una vegetación secundaria del Jardín Zoológico Nacional, Ciudad de La Habana; ambos sitios se localizan en el occidente de Cuba. Para el estudio de la viabilidad de las semillas se tomaron 25 frutos por procedencia, que se disertaron bajo el microscopio estereoscopio para conocer el porcentaje de semillas llenas y vanas por frutos y su distribución. Los frutos se secaron a la sombra durante 72 horas y seguidamente las semillas de cada procedencia se separaron en tres grupos de acuerdo a su posición apical, central o basal dentro de cada fruto. A las semillas llenas de cada procedencia por región del fruto se le determinaron la masa seca (g) y el contenido de humedad inicial (%), según las normas del *International Seed testing Association*, ISTA (1999).

Germinación de las semillas de *C. erectus*

Los porcentajes de semillas llenas y vanas dentro de cada fruto no se afectaron significativamente ($P > 0,05$) por la procedencia de la planta madre, ni por la interacción de este factor con la región del fruto (Tabla 1). Aunque la región del fruto sí produjo una distribución significativa de estas variables. En ambas procedencias prevalecieron (más de 80 % como promedio) las semillas vanas por región del fruto, siendo significativamente superior en la región apical y basal del fruto. En cambio, la región central del fruto presentó los mayores valores de semillas llenas o viables. También en todos los casos los porcentajes de semillas llenas se correspondieron con los porcentajes de viabilidad de las semillas según la prueba de Tetrazolium (datos no mostrados).

Muñoz *et al.* (1994) obtuvieron resultados similares cuando estudiaron la distribución de las semillas llenas y vanas por fruto en lotes de semillas de *C. erectus* colectados en 1989 y 1990 de poblaciones naturales de los manglares de Majana. Consecuentemente, la cantidad de semillas llenas y vanas dentro de cada fruto posiblemente estén determinada genéticamente y por tanto, se deben afectar muy poco por las condiciones ambientales en que se desarrollen las plantas madres.

Según Mizrachi *et al.* (1980) las condiciones extremas a las que están sometidas las poblaciones de *C. erectus* del estado de Falcón de Venezuela (i.e., suelos pobres en nutrientes y agua) conducen a la planta a enfrentar restricciones energéticas que obstaculizan el mantenimiento de un sistema de reproducción sexual, que provocaría el desvío de la energía requerida para desarrollarse como individuo hacia los procesos de floración y producción de frutos. En este sentido, dichos autores concluyeron que la reproducción asexual o vegetativa le permite a esta especie reproducirse más eficiente y con menor gasto energético; lo cual también le confiere una mayor capacidad para sobrevivir debido a la robustez de características fenotípicas que provienen de un individuo plenamente adaptado al medio. Sin embargo, el comportamiento reproductivo de las poblaciones comparadas en el presente estudio no apoyan del todo la hipótesis planteada por Mizrachi *et al.* (1980), debido a que ellas producen frutos durante casi todo el año como ha sido informado por Menéndez *et al.* (2004) y Muñoz y Sánchez (resultados no publicados). Igualmente, las procedencias estudiadas ocupan ambientes completamente distintos en cuanto a la salinidad del sustrato y disponibilidad de agua dulce; en realidad los individuos de la procedencia II (situados en una vegetación secundaria) nunca se encuentran sometidos a condiciones de estrés salino.

Por su parte, la masa seca de las semillas llenas fue el resultado de la interacción altamente significativa que se estableció entre el sitio de procedencia de la semilla y la región del fruto

(Tabla 1). Los mayores valores de esta variable se obtuvieron en las semillas de la región central de la procedencia I y de la región apical y central de la procedencia II, que no mostraron diferencias significativas entre sí. A continuación se ubicaron las semillas provenientes de la región apical de la procedencia I y por último las semillas de la parte basal de fruto de ambas procedencias. Al parecer, las condiciones ambientales en que se desarrollaron las semillas de la procedencia II (vegetación secundaria) le permitió a la planta madre asignar más recursos energéticos a la masa de las semillas, contrario a lo que sucede en aquellas derivadas de la procedencia I donde los máximos valores de masa seca de las semillas sólo se alcanzaron en la región central del fruto como se comentó con anterioridad.

Esta variabilidad en masa de las semillas también puede estar relacionada con su dispersión, debido a que teóricamente podrían recorrer distancias disímiles en comparación con lo que ocurriría con semillas de masa más constante (Janzen, 1977) o con algún mecanismo de escape a la pedración (Janzen, 1977; Foster, 1986). Tampoco se descarta la posibilidad de que estas semillas con masas desiguales, puedan tener un comportamiento germinativo diferente (Sánchez

Tabla 1. ANOVA para las variables estructurales de las semillas de *Conocarpus erectus* (A). Valores medios de las variables según el sitio de procedencia y la región del fruto (B). Procedencia I (manglares de Majana) y procedencia II (vegetación secundaria). E.E (error estándar de las medias). Símbolos: n.s., no significativo; **, *** significativo a 0,01 y 0,001 niveles de probabilidad, respectivamente

(A)	Fuentes de variación (Prueba F)		
Variable dependiente	Región del fruto	Procedencia del fruto	Interacción
Semillas llenas	84,5***	3,5n.s.	1,5n.s.
Semillas vanas	35,6**	5,2n.s.	4,3n.s.
Masa seca	75,1***	40,3**	23,6**
Contenido de humedad	5,1n.s.	1,3n.s.	3,2n.s.

(B)	Procedencia/Región del fruto	Semillas llenas (%)	Semillas vanas (%)	Masa seca (g)	Contenido de humedad (%)
Procedencia I	Apical	10,3	89,7	0,0024b ¹	13,2
	Central	18,3	81,7	0,0033a	13,3
	Basal	9,3	90,7	0,0016c	13,5
Procedencia II	Apical	11,4	88,6	0,0034a	13,3
	Central	20,2	79,8	0,0033a	13,4
	Basal	10,4	89,6	0,0019c	12,9
	E.E.(4)	2,4n.s.	1,9n.s.	0,0003**	0,08n.s.

1. Medias con letras distintas difieren significativamente a $P \leq 0,05$.

et al., 1997; 1998; 2002; Gutterman, 2000; 2003) o plántulas con recursos iniciales distintos para comenzar a crecer y, por tanto, con diferentes capacidades de supervivencia y establecimiento en ambientes sujetos a cambios abióticos o altamente competitivos (González, 1993; Sánchez *et al.*, 2002; 2003).

El contenido de humedad inicial de las semillas no difiere significativamente entre procedencia ni por región del fruto. Este contenido se ajustó a los valores establecidos para especies con semillas ortodoxas (Kozlowski y Pallardy, 2002), por lo que pudiera favorecer la disminución de las posibilidades de deshidratación de las semillas y su permanencia en el suelo hasta la llegada de las primeras lluvias, tal como sucede en las especie forestales pioneras que se implantan en la vegetación abierta (Muñoz *et al.*, 2001).

Todas las variables germinativas analizadas en las semillas frescas de *C. erectus* fueron el resultado de la interacción altamente significativa ($P \leq 0.001$) que se estableció entre el sitio de procedencia de las semillas o plantas madres, la región del fruto y la salinidad del sustrato. Efectos similares se obtuvieron en especies forestales cubanas con heteromorfismo seminal que se sometieron sus semillas a diferentes condiciones abióticas durante el proceso de emergencia de la radícula (Sánchez *et al.*, 1998; 2002).

Los mayores porcentajes de germinación final se obtuvieron en las semillas de la región central del fruto de la procedencia I, independiente del nivel de salinidad del sustrato, y en las semillas de la procedencia II los máximos valores se alcanzaron en aquellas procedentes de la región apical y central (Tabla 2). Aunque la germinación final de todas las semillas se afectó significativamente con el incremento de la salinidad del sustrato. Por su parte, las semillas de la región basal, de ambas procedencias, presentaron el menor vigor germinativo en relación con el

Tabla 2. Respuesta germinativa de semillas de *Conocarpus erectus* según la región del fruto y sitio de procedencia. Procedencia I (manglares de Majana) y procedencia II (vegetación secundaria). E.E (error estándar de las medias)

Variables	Procedencia/ región del fruto	Salinidad del sustrato (%)			
		0	2	4	6
Germinación final (%)	Procedencia I				
	Apical	90,2	58,2	38,8	20,3
	Central	98,9	83,6	73,2	55,1
	Basal	88,1	53,7	12,9	0,0
	Procedencia II				
	Apical	96,4	70,1	35,9	0,0
	Central	94,0	70,7	36,1	5,9
	Basal	76,9	40,3	0,0	0,0
	E.E (±)	3,2	6,2	10,3	8,9
Semillas muertas (%)	Procedencia I				
	Apical	9,7	29,1	51,4	72,4
	Central	0,0	5,4	10,9	21,8
	Basal	10,7	43,0	75,0	96,7
	Procedencia II				
	Apical	0,0	26,3	52,6	82,0
	Central	4,9	25,7	54,0	80,1
	Basal	19,2	50,9	68,2	97,1
	E.E (±)	3,0	5,4	9,1	11,4

resto de las semillas del fruto, tanto cuando la siembra se realizó en agua como en los diferentes niveles de salinidad probados. En las semillas de esta región, el aumento de la salinidad del sustrato produce una disminución de la germinación provocado por la pérdida de la viabilidad de las simientes (Tabla 2).

Es necesario destacar que los máximos porcentajes de germinación final, independientemente del nivel de salinidad del sustrato, siempre se alcanzaron en aquellas semillas que presentaron los mayores valores de la masa seca (Tabla 1 y 2). De esta manera, se confirma que en *C. erectus* existe una diversidad de comportamiento germinativo asociado al heteromorfismo seminal. Tal como ha sido reportado en diversas plantas que ocupan ambientes impredecibles o sujetos a cambios continuos (Sánchez *et al.*, 2002; Gutterman, 2003).

Igualmente la respuesta germinativa obtenida bajo condiciones de salinidad demostró que las semillas más tolerantes fueron las de la región central del fruto de la procedencia I, seguidas de

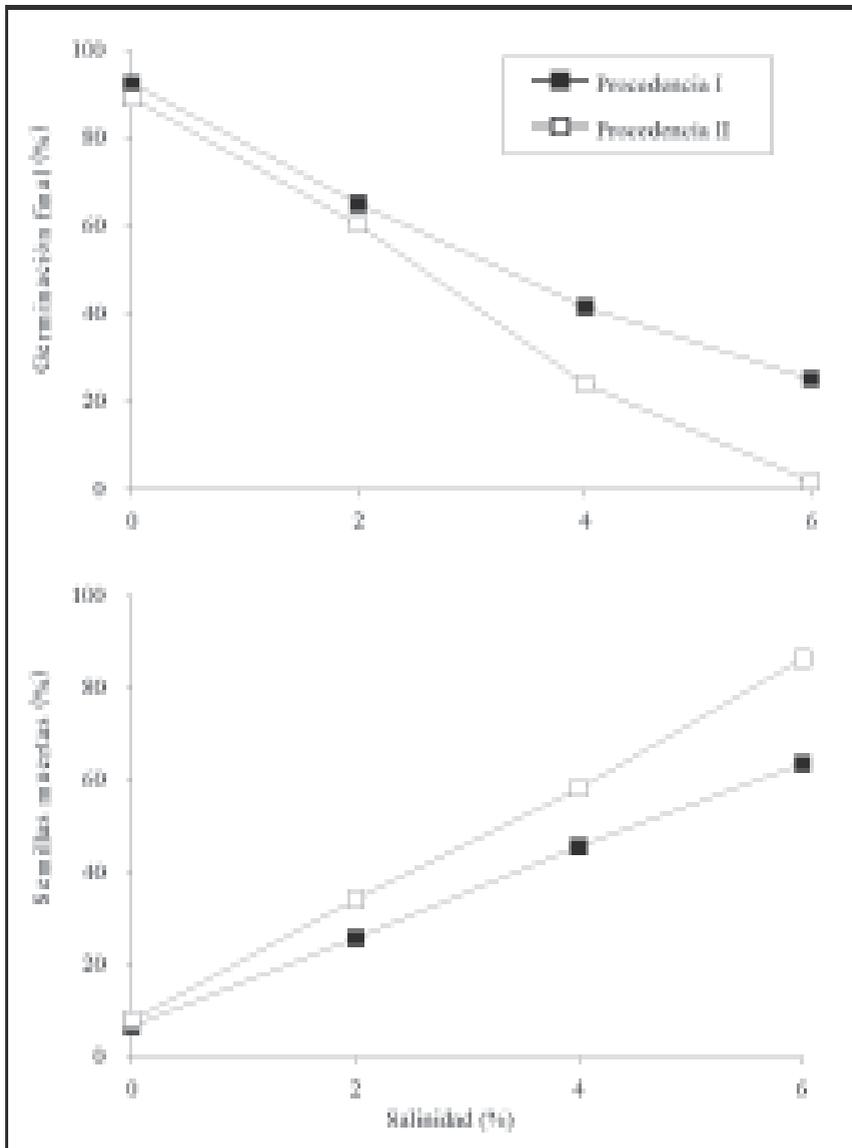


Fig. 1. Efectos de la salinidad del sustrato sobre el porcentaje de germinación final y el porcentaje de semillas muertas de *Conocarpus erectus*. Procedencia I (manglares de Majana) y procedencia II (vegetación secundaria).

aquellas provenientes de la región central y apical de la procedencia II. Por consiguiente, la separación de las semillas de *C. erectus* por regiones del fruto no sólo permitió definir cuáles presentaron mayor viabilidad, sino también su vigor germinativo bajo la condición de estrés más frecuente e importante en su medio natural (i.e., la salinidad del suelo).

El análisis germinativo por procedencia sin tener en cuenta la región del fruto también nos sugiere que las semillas derivadas de la procedencia I (Manglar) presentaron mayor vigor o tolerancia a la salinidad que aquellas derivadas de la procedencia II (vegetación secundaria) (Fig. 1). Sin embargo, sólo cuando el estrés salino se hizo más severo se incrementaron las diferencias entre las procedencias tanto para el porcentaje de germinación final como para el porcentaje de semillas muertas. Esto posiblemente, se deba a que las semillas de la procedencia I están mejor adaptadas al medio salino que aquellas derivadas de la procedencia II y por consiguiente su descendencia tiene mayor capacidad para sobrevivir en dichas condiciones ambientales. Además, se conoce que existen grandes variaciones en las respuestas germinativas de poblaciones de una misma especie que ocupa sitios sometidos a diferentes tensiones ambientales (Andersson y Milberg, 1998; Gutterman, 2003; Sánchez y Muñoz, 2005).

Finalmente, el tiempo necesario para iniciar la germinación o día de inicio de la germinación se incrementó al aumentar la salinidad del sustrato (Fig. 2). Esta variable siguió un comportamiento muy similar al porcentaje de germinación final. La germinación más rápida se alcanzó en las semillas de la región central del fruto de la procedencia I y la más lenta se obtuvo en las semillas distribuidas en la parte basal del fruto de ambas procedencias. Igualmente, se conoce que la velocidad de germinación está correlacionada positivamente con una emergencia rápida de las

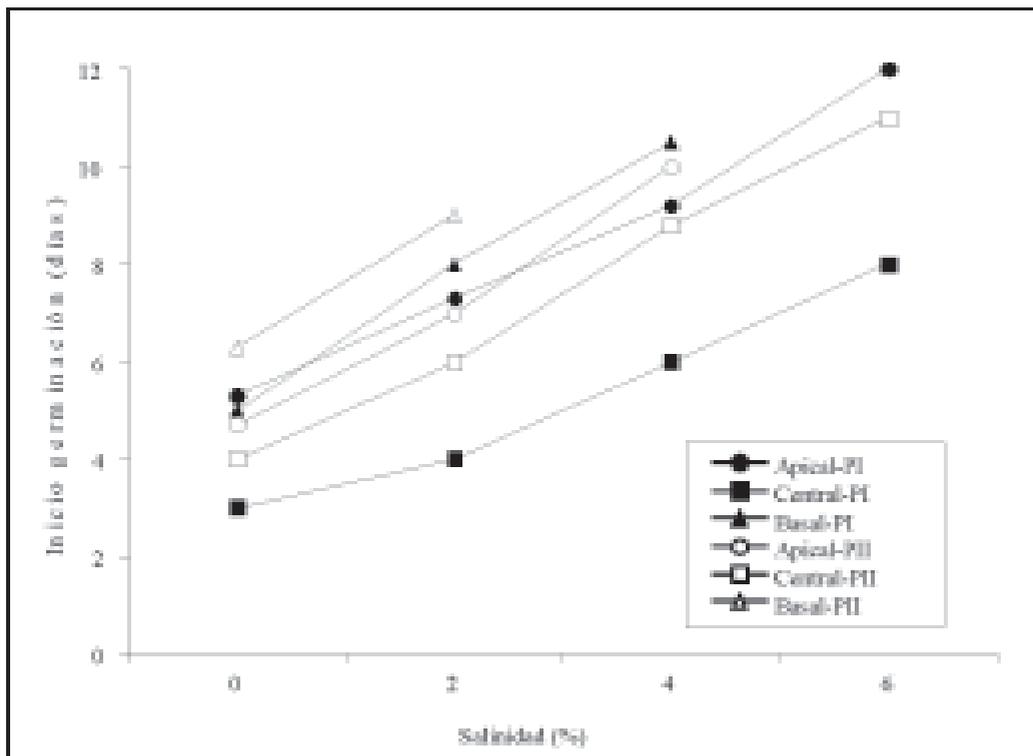


Fig. 2. Efectos de la salinidad del sustrato sobre el día de inicio de la germinación de semillas de *Conocarpus erectus* de diferentes regiones del fruto (apical, central y basal) y procedencia. Procedencia I (manglares de Majana) y procedencia II (vegetación secundaria).

plántulas en condiciones de campo y mayor desarrollo vegetativo de éstas (Bonner, 1998; Sánchez *et al.*, 2003); por tanto, tal información demuestra la importancia que puede tener la variación seminal en el establecimiento de esta especie en condiciones naturales. De hecho, en nuestro país se han reportado algunos resultados sobre la consecuencia que tiene el polimorfismo seminal en la dispersión, dormancia, germinación y el establecimiento de especies forestales (Sánchez *et al.*, 1997; 1998; 2002). También Muñoz *et al.* (2006) informaron el papel que posee este fenómeno en la germinación de semillas frescas de *Uniola paniculada* bajo diferentes niveles de temperatura e iluminación del sustrato.

Consideraciones generales

La respuesta germinativa de *C. erectus* bajo condiciones de salinidad confirma la baja tolerancia que presenta esta especie, lo cual ha sido informado previamente por diversos autores (Mizrachi *et al.*, 1980; Muñoz *et al.*, 1994). Sin embargo, el comportamiento diferencial de las semillas según la región del fruto y la procedencia demuestra la plasticidad fenotípica de la germinación que tiene las semillas de esta especie ante condiciones críticas para su germinación y posiblemente supervivencia de las plántulas. Por tanto, debe considerarse la variación seminal y la procedencia de las plantas madres en los planes de reforestación y restauración de paisajes si se pretende tener éxito en la implantación de esta especie. También sería muy promisorio determinar los posibles efectos que pudiera tener el tamaño de la semilla en el vigor de las plántulas y su supervivencia, pues se conoce que existe generalmente una correlación positiva entre el tamaño seminal y el vigor de las plántulas (Bonner, 1998; Gutterman, 2000; Sánchez *et al.*, 2003). Por último, la aplicación de los tratamientos pregerminativos de hidratación-deshidratación podría incrementar la germinación y el establecimiento de *C. erectus* en condiciones ecológicas adversas, tal como ha sido comprobado en diversas hortalizas, leguminosas herbáceas y arbóreas y forestales pioneras (Sánchez *et al.*, 2001; 2003).

Abstract. *Germinative response of seeds fresh of Conocarpus erectus according to their distribution in the fruit, the plant mother provenance and the substrate salinity was investigated. A diversity of germinative behavior associated to the seminal heteromorphy existed inside each fruit and by provenance. The seeds with more dry mass (central region of the fruit) they presented the biggest percentages of final germination (up to 98 %) and salinity tolerance. On the other hand, the seeds coming from the basal region of the fruit went very sensitive to the salinity. The origin of the plant mother influenced significantly in the germinative response of the species under saline stress conditions. The most tolerant seeds to the salinity derived of those mother plants that grew in soils subjected to certain salinity (mangroves).*

Referencias

- Andersson, L. y P. Milberg (1998): Variation in seed dormancy among mother plants, populations and years of seed collection. *Seed Science Research*, 8: 29-38.
- Blanco, F. A (2001): Métodos apropiados de análisis estadísticos subsiguientes al análisis de varianza (ANDEVA). *Agronomía Costarricense*, 25: 53-60.
- Bonner, F. T. (1998): Testing tree seeds for vigor: a review. *Seed Technology*, 20: 5-17.
- Foster, S. A. (1986): On the adaptive value of large seeds for tropical moist forest trees: A review and synthesis. *The Botanical Review*, 52: 260-299.
- González, J. E. (1993): Effects of size seed on the germination and seedling vigor of *Virola koschnyi* Warb. *Forest Ecology and Management*, 57: 275-281.

- Gutterman, Y. (2000): Maternal effect on seeds during development. En *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (M. Fenner, ed.), CAB International, pp. 59-84.
- Gutterman, Y. (2003): Phenotypic plasticity of seed germination as a component of the complementary sets of adaptations and survival strategies during the life cycle of ephemerals occurring in the Negev desert of Israel. En *The Biology of Seeds: Recent Research Advances*, CAB International, pp. 397-404.
- International Seed Testing Association, ISTA (1999): International rules for seed testing. *Seed Science and Technology*, supplement, no. 27.
- Janzen, D. H. (1977): Variation in seed size within a crop of a Costa Rica *Macuna andreana* (Leguminosae). *American Journal of Botany*, 64: 347-349.
- Kozłowski, T. T. y S. G. Pallardy (2002): Acclimation and adaptive response of woody plants to environmental stress. *The Botanical Review*, 68: 270-334.
- Menéndez, L. et al. (2004): Manglares del archipiélago cubano; Aspectos de su funcionamiento. En *Humedales de Iberoamérica* (J. J. Neifl, ed.), Red Iberoamérica de Humedales, pp. 237-251.
- Mizrachi et al. (1980): Estudio de algunas características de las estrategias de propagación e implantación de *Conocarpus erectus* L. Seminario sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglar, Montevideo.
- Muñoz, B.; R. Orta y E. Calvo (1994): Potencial germinativo de semillas de *Conocarpus erectus* L. I. Efecto de la salinidad y temperatura del sustrato. *Ciencias Biológicas*, 26: 88-94.
- Muñoz, B.; J. A. Sánchez; L. Montejo; y A. V. González (2006): Efecto de la iluminación y el termoperíodo sobre la respuesta germinativa heteromórfica de *Uniola paniculada*. *Acta Botánica Cubana*, 1994, pp.15-20.
- Muñoz, B.; J. A. Sánchez; L. Montejo y R. Herrera-Peraza (2001): Características morfológicas y fisiológicas de semillas de *Prunus occidentalis*. Comparación entre especies de diferentes estrategias sucesionales. *Ecotrópicos*, 14: 1-10.
- Pozo, M. M. (1986): Estudio de los manglares del Ecuador. Dirección General del Medio Ambiente, Quito.
- Sánchez, J. A.; E. Calvo; B. Muñoz y R. Orta (1998): Comportamiento germinativo de *Diospyros philippensis* (Deser.) Guercke, ante diferentes niveles de temperatura del sustrato y de almacenamiento. *Acta Botánica Cubana*, 115: 1-8.
- Sánchez, J. A., B. Muñoz; E. Calvo y R. Herrera-Peraza (1997): Correlación entre el heteromorfismo somático y la respuesta germinativa de *Mastichodendro foetidissimum* (Jacq.) Cronq. *Acta Botánica Mexicana*, 38: 1-7.
- Sánchez, J. A.; B. Muñoz y L. Montejo (2003): Efectos de tratamientos robustecedores de semillas sobre la germinación y establecimiento de árboles pioneros bajo condiciones de estrés. *Ecotrópicos*, 16: 1-22.
- Sánchez, J. A.; B. Muñoz; Y. Remis y Y. Torres-Arias (2002): Correlación entre el tamaño de la semilla, la dormancia, la germinación y el vigor de las plántulas de *Calophyllum pinetorum*. *Revista Jardín Botánico Nacional*, 23: 75-84.
- Sánchez, J. A. y B. Muñoz [en prensa]: Variación en el tamaño de la semilla, la germinación y el vigor de las plántulas de *Calophyllum inophyllum*. *Acta Botánica Cubana*.
- Sánchez, J. A.; R. Orta y B. Muñoz (2001): Tratamientos pregerminativos de hidratación-deshidratación de semillas y sus efectos en plantas de interés agrícola. *Agronomía Costarricense*, 25: 67-92.

Importancia de los manglares cubanos para la ornitofauna

Pedro Blanco y Bárbara Sánchez

Introducción

La ornitofauna asociada a los manglares cubanos se caracteriza por su alta complejidad en composición taxonómica la que puede variar en dependencia del número de hábitats disponibles generados por la variabilidad morfoestructural de estos ecosistemas.

Entre los bosques de manglar mejor representados en especies de aves se destacan: Bosque Siempreverde de mangle mixto y medio predominando *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* (con 55 especies), el Bosque Siempreverde de mangle bajo mixto con Herbazal de Ciénaga por partes (con 43 especies) y el Bosque Siempreverde de mangle medio monodominante de *Conocarpus erectus* (con 68 especies).

Manglares y ornitofauna cubanas

Los manglares figuran entre los ecosistemas naturales de mayor importancia para la supervivencia y conservación de gran parte de la avifauna presente en Cuba. En estos productivos humedales se han registrado hasta la fecha 135 especies de aves correspondientes a 16 órdenes, 39 familias y 91 géneros (Tabla 1), lo que representa 36,4 % del número total de aves reportadas para el país (Llanes *et al.*, 2002). A partir de su categoría de permanencia, las aves observadas en el manglar se clasifican de la forma siguiente: 36 residentes bimodales, 49 residentes permanentes, 39 residentes invernales, 3 residentes de verano, 6 transeúntes y 2 accidentales.

Otro factor decisivo que interviene en los niveles de complejidad de la avifauna presente en el manglar está relacionado con la amplia distribución de esta formación vegetal a lo largo de la línea costera del país, la que se utiliza como punto de referencia de muchas aves neárticas durante sus desplazamientos intercontinentales. Esta estrategia de orientación propicia a su vez que muchas de estas aves elijan al manglar como sitio de arribo al país, donde realizan su primer descanso tras una fatigosa travesía sobre el mar.

Entre las especies migratorias más frecuentes y abundantes registradas en el manglar figuran: la Corúa de Mar (*Phalacrocorax auritus*), el Pato de la Florida (*Anas discors*), la Garza Blanca (*Egretta thula*), la Garza de Vientre Blanco (*Egretta tricolor*), la Cachiporra (*Himantopus mexicanus*), el Zarapiquito (*Calidris minutilla*), la Bijirita Azul de Garganta Negra (*Dendroica caerulescens*) y la Bijirita Común (*Dendroica palmarum*), entre otras.

Tabla 1. Relación taxonómica y categoría de permanencia de las aves terrestres (T) y acuáticas (A) asociadas al ecosistema de manglar en Cuba. RB= Residente bimodal, RP= Residente permanente, RJ= Residente invernante, T= Transeúnte, Ac= Accidental

Orden	Familia	Nombre científica	Nombre común	Sitio	Hábitat
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Egretta alba</i>	Zaramullón Chico	RP	A
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podilymbus podiceps</i>	Zaramullón Grande	RB	A
Pelecaniformes	Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i>	Pelicano	RB	A
Pelecaniformes	Scolidae	<i>Sula leucogaster</i>	Hijito Blanco Prieto	RP	A
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax auritus</i>	Coria de Mar	RB	A
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brachyurus</i>	Coria de Agua Dulce	RP	A
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardeya castroii</i>	Marbella	RP	A
Pelecaniformes	Fregatidae	<i>Fregata aegyptiaca</i>	Rabihoncaba	RP	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardeya herodias</i>	García	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	García	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	García	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Butorides</i>	García Casadara	RB	T
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Egretta alba</i>	Cara Blanca	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Egretta caerulea</i>	Cara Azul	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Egretta rufescens</i>	Cara Roja	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Egretta arular</i>	Cara de Viento Blanco	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardeola herodias</i>	Agua Dulce	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardeola herodias</i>	Casas de la Florida	RB	A
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardeola herodias</i>	Granja Real	RB	A
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Ciconia americana</i>	Cayana	RP	A
Ciconiiformes	Threskiornithidae	<i>Phaethon rubricauda</i>	Coca Prieta	RB	A
Ciconiiformes	Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>	Coca Blanca	RB	A
Ciconiiformes	Threskiornithidae	<i>Eudocimus ruber</i>	Coca Roja	Ac	A

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Status	Hábitat
Ciconiiformes	Threskiornithidae	<i>Ajaja ajaja</i>	Sevillá	RP	A
Ciconiiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Aura Tiltosa	RP	T
Phoenicopteriformes	Phoenicopteridae	<i>Phoenicopterus ruber</i>	Flamenco	RB	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Desfreggana Anodor</i>	Yaguasin	RB	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Desfreggana arborea</i>	Yaguasa	RP	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas diaconis</i>	Pato de la Florida	RI	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas crecca</i>	Pato Sembrado	RI	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas crecca</i>	Pato Pescocidriango	RI	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas boschasensis</i>	Pato de Bahamas	RP	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas streperus</i>	Pato Gris	Ac	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas americana</i>	Pato Lavanco	RI	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato Cuchubata	RI	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Aix sponsa</i>	Pato Hupuro	RP	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Anhys colaris</i>	Pato Cabeza	RI	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Meleagris gallopavo</i>	Pato Agostero	RP	A
Anseriformes	Anatidae	<i>Chenonetta jubae</i>	Pato Chiaro	RB	A
Falconiformes	Accipitridae	<i>Buteo swainsoni</i>	Gavilán Carrizalero	RP	T
Falconiformes	Accipitridae	<i>Buteo swainsoni</i>	Gavilán Bataña	RP	A
Falconiformes	Accipitridae	<i>Pseudobuteo swainsoni</i>	Gavilán	RB	A
Falconiformes	Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	Gavilánito	RB	T
Falconiformes	Accipitridae	<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán Sabanero	RI	T
Falconiformes	Falconidae	<i>Circus cyaneus</i>	Cautina	RP	T
Gruiformes	Rallidae	<i>Rallus elegans</i>	Gallinuela de Agua Dulce	RB	A

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Status	Hábitat
Gruiformes	Rallidae	<i>Rallus longirostris</i>	Gallineta de Manglar	RB	A
Gruiformes	Rallidae	<i>Polydora mexicanus</i>	Gallineta Azul	RB	A
Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula chloropus</i>	Gallineta de Pico Rojo	RB	A
Gruiformes	Rallidae	<i>Falco americano</i>	Gallineta de Pico Blanco	RB	A
Gruiformes	Anseridae	<i>Anas platyrhynchos</i> <i>Chlorochrysis</i>	Cuarzo	RP	T
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius</i>	Frivolillo-Sonajalero	RI	A
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius trichopus</i>	Tiere-Mayaro	RB	A
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius mexicanus</i>	Frivolillo-Silbador	RI	A
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius rostriferus</i>	Tiere-Sabancero	RB	A
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Pluvialis squatarola</i>	Pluvial Cabezón	RI	A
Charadriiformes	Recurvirostridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	Cachipera	RB	A
Charadriiformes	Ardeidae	<i>Ardea herodias</i>	Gallito de Río	RP	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa melanochlorus</i>	Zarapico Patiamarillo Grande	RI	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa beryle</i>	Zarapico Patiamarillo Chico	RI	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Actitis macularia</i>	Zarapico Marchado	RI	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Catoptrophorus squampator</i>	Zarapico Real	RB	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Larusdomesticus prius</i>	Zarapico-Bonafina	RI	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Colaptes auratus</i>	Zarapico Semipalmado	RI	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Colaptes auratus</i>	Zarapico Chico	RI	A
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Colaptes auratus</i>	Zarapico	RI	A

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Status	Habitat
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Colaptes auricola</i>	Zarpaca de Rubacilla Blanca	T	A
Charadriiformes	Laridae	<i>Larus cirrocyllus</i>	Galleguito	RB	A
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna bergii</i>	Gaviota Común	RB	A
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna macrorhynchos</i>	Gaviota Mojá	RV	A
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna bergii</i>	Gaviota Mojá Pinta	RB	A
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna bergii</i>	Gaviota Real	RB	A
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba leucocephala</i>	Torcaza Cabeziblanca	RB	T
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba leucocephala</i>	Torcaza Roja	RP	T
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba leucocephala</i>	Tijera	RP	T
Columbiformes	Columbidae	<i>Coturnix coturnix</i>	Barbigajo	RP	T
Columbiformes	Columbidae	<i>Coturnix coturnix</i>	Berzo	RP	T
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaidura macroura</i>	Paloma Aliblanca	RP	T
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Coccyzus albus</i>	Amarillo	RP	T
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Sarcobates mexicanus</i>	Arriero	RP	T
Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucocheilus alba</i>	Sipi Mutanco	RP	T
Apodiformes	Trochilidae	<i>Chlorostelion rissonii</i>	Zunzún	RP	T
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Pipilo maculatus</i>	Tocorro	RP	T
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Ceryle alcyon</i>	Martin Pescador	RI	A
Coraciiformes	Falconidae	<i>Bubo mexicanus</i>	Falcoete	RP	T
Pelecaniformes	Pelecanidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	Capitana Jabado	RP	T
Pelecaniformes	Pelecanidae	<i>Colaptes auratus</i>	Capitana Escapulario	RP	T
Pelecaniformes	Pelecanidae	<i>Ephedippicus porphyreus</i>	Capitana Verde	RP	T

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Status	Habitat
Psittaciformes	Psittidae	<i>Selys-rhynchus rufus</i>	Capitanejo de Paso	RI	T
Psittaciformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus aberti</i> <i>Tyrannus</i>	Pitirre Abiejo	RV	T
Psittaciformes	Tyrannidae	<i>Coereba</i> <i>coereba</i>	Pitirre Guaitere	RP	T
Psittaciformes	Tyrannidae	<i>Mniotilta</i> <i>magister</i>	Bobito Grande	RP	T
Psittaciformes	Tyrannidae	<i>Ceryle</i> <i>carolinensis</i>	Bobito Chico	RP	T
Psittaciformes	Sylviidae	<i>Psaltriparus</i> <i>caeruleus</i>	Babaita	RI	T
Psittaciformes	Sylviidae	<i>Psaltriparus</i> <i>arabizi</i>	Sincantillo	RP	T
Psittaciformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes</i> <i>planirostris</i>	Zorral Real	RP	T
Psittaciformes	Mniotiltidae	<i>Mniotilta</i> <i>carolinensis</i>	Zorral Chico	RI	T
Psittaciformes	Mniotiltidae	<i>Mniotilta</i> <i>polyglotta</i>	Sinsonte	RP	T
Psittaciformes	Fringillidae	<i>Vireo</i> <i>griseus</i>	Vireo de Ojo Blanco	RI	T
Psittaciformes	Fringillidae	<i>Vireo</i> <i>pusillus</i>	Juan Chiri	RP	T
Psittaciformes	Fringillidae	<i>Vireo</i> <i>flavifrons</i>	Vireo de Pecho Amarillo	RI	T
Psittaciformes	Fringillidae	<i>Vireo</i> <i>olivaceus</i>	Vireo de Ojo Rojo	T	T
Psittaciformes	Fringillidae	<i>Vireo</i> <i>gilvus</i>	Vireo Cantar	T	T
Psittaciformes	Fringillidae	<i>Vireo</i> <i>edithae</i>	Bian Te Vio	RV	T
Psittaciformes	Paridae	<i>Parus</i> <i>caerulescens</i>	Bijirita Chica	RI	T
Psittaciformes	Paridae	<i>Dendroica</i> <i>petechia</i>	Canario de Manglar	RB	T
Psittaciformes	Paridae	<i>Dendroica</i> <i>magister</i>	Bijirita Magnifica	RI	T
Psittaciformes	Paridae	<i>Dendroica</i> <i>tyrinnia</i>	Bijirita Aligada	RI	T
Psittaciformes	Paridae	<i>Dendroica</i> <i>coronata</i>	Bijirita Azul de Gorgona	RI	T
Psittaciformes	Paridae	<i>Dendroica</i> <i>obscura</i>	Negra	RI	T
Psittaciformes	Paridae	<i>Dendroica</i> <i>gambeli</i>	Mariposa Galana	RI	T

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Status	Hábitat
Passeriformes	Paridae	<i>Dendroica pubescens</i>	Bijirita Cañón	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Dendroica striata</i>	Bijirita de Garganta Negra	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Atalapha nana</i>	Bijirita Trepadora	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Scaphaga nivalis</i>	Cardelita	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Melospiza semitorquata</i>	Bijirita Guasona	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Zonotrichia querula</i>	Bijirita de Swainson	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Sialia currucoides</i>	Señorita de Monte	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Sialia mexicanorum</i>	Señorita de Manglar	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Geothlypis trichas</i>	Carecica	RJ	T
Passeriformes	Paridae	<i>Melospiza cinerea</i>	Manjita	T	T
Passeriformes	Paridae	<i>Erithacus fuscescens</i>	Chilina	RP	T
Passeriformes	Paridae	<i>Troglodytes aedon</i>	Pechero	RP	T
Passeriformes	Paridae	<i>Spinellus zea</i>	Cabrero	RP	T
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Cardinalis carolinensis</i>	Arrojón	T	T
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Passerina cyanea</i>	Azualejo	RJ	T
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Passerina ciris</i>	Mariposa	RJ	T
Passeriformes	Eukeritidae	<i>Melospiza nigra</i>	Negrito	RP	T
Passeriformes	Eukeritidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Cabrero de la Ciénaga	RP	T
Passeriformes	Eukeritidae	<i>Dendroica striata</i>	Tanaguán de la Tierra	RP	T
Passeriformes	Asteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Mayita	RP	T
Passeriformes	Asteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>	Manjita de Ciénaga	RP	T
Passeriformes	Asteridae	<i>Dives obsoletus</i>	Tofi	RP	T
Passeriformes	Asteridae	<i>Quiscalus nigricapillus</i>	Chichingano	RP	T
Passeriformes	Asteridae	<i>Icterus parus</i>	Tupial de Huertos	T	T
Passeriformes	Asteridae	<i>Icterus parus</i>	Solista	RP	T

Durante el período de octubre hasta abril considerado el de mayor incidencia de las aves migratorias en el Archipiélago Cubano, las comunidades de aves asociadas al manglar muestran su máxima expresión en representación de especies y abundancia de individuos destacándose los meses de octubre, noviembre y marzo con los valores más significativos. Los altos valores de abundancia que se registran en octubre y noviembre en relación con el resto de los meses de migración y residencia están determinados por el constante tránsito de miles de aves (transeúntes y residentes invernales), las que arriban al manglar durante este período en busca de descanso y alimentos.

En estos meses en que la migración revela ser más intensa, los manglares soportan la presencia de un considerable número de aves al incidir en ellos de forma simultánea gran cantidad de especies migratorias y residentes permanentes, tanto acuáticas (66) como terrestres (69), que pone de manifiesto los elevados niveles de conservación y capacidad de carga de estos ecosistemas.

A diferencia de los períodos de migración y residencia invernal de las aves en Cuba, la ornitofauna asociada a los manglares durante el verano muestra niveles mucho más estables en composición y distribución espacio temporal. Esta situación de estabilidad resulta un hecho estrechamente relacionado con la ausencia de las especies migratorias neárticas y el desarrollo de la etapa reproductiva de muchas otras que residen en el país que nidifican en el manglar, por las condiciones de aislamiento y excelente estado de conservación de este ecosistema.

De los 88 taxones observados en verano en diferentes bosques de manglar, 37 corresponden a especies que se reproducen en ellas, con predominio de las aves acuáticas coloniales correspondientes a los órdenes *Ciconiiformes* y *Pelecaniformes* (Tabla 2), lo que demuestra la condición de hábitat crítico de este humedal para la supervivencia de 24,7 % del total de especies que crían en la actualidad en el país.

La alta dependencia y selectividad que muestran algunas especies hacia el manglar, como son: la Señorita de Manglar (*Seiurus noveboracensis*), el Canario de Manglar (*Dendroica petechia*) y el Gavilán Batista (*Buteogallus gundlachii*), constituye un ejemplo clásico que ilustra el riesgo que corren algunas aves ante el deterioro y desaparición de estos importantes humedales. Entre las regiones de manglar de mayor valor para la reproducción y supervivencia de las aves en Cuba se distinguen: la Ciénaga de Birama, la Desembocadura del río Máximo, la cayería norte de las provincias de Matanza, Villa Clara, Ciego de Ávila y Camagüey, las Ciénagas de Zapata y Lanier y el Archipiélago de los Canarreos, entre otros (Denis 2002, Rodríguez *et al.*, 2003).

Entre los valores ornitológicos más notables registrados en los manglares cubanos, figura la presencia de seis especies globalmente amenazadas reconocidas por Birdlife International (2004) y 13 endémicas (Tabla 3).

En general, el número de endémicos registrado en este ecosistema costero representa 48,1 % del total de taxones con esta categoría reportadas para Cuba (Garrido y Kirkconnell 2000, Garrido *et al.*, en prensa), y se destacan *Xiphidiopicus*, *Teretistris* y *Torreornis* como géneros exclusivos del territorio cubano.

Aunque la observación de más de 50 % de las especies amenazadas y endémicas registradas en el manglar (Tabla 3) no resulta un hecho que ocurre con mucha frecuencia, debido a que éstas en su mayoría prefieren otros ecosistemas como el bosque siempreverde, el bosque semideciduo y matorral xeromorfo costero. Los resultados obtenidos demuestran el importante rol del manglar como hábitat alternativo de descanso, refugio y alimentación de muchas aves ante la aparición de fenómenos desfavorables tales como: fuertes vientos, huracanes y déficit temporal de alimentos.

Tabla 2. Relación taxonómica de las especies de aves registradas reproduciéndose en diferentes bosques de mangle en Cuba

Orden	Nombre científico	Nombre común	
Pelicaniformes	<i>Pelecanus occidentalis</i>	Pelicano	
	<i>Platanicola australis</i>	Corúa de Mar	
	<i>Platanicola frontalis</i>	Corúa de Agua Dulce	
	<i>Ardeya herodias</i>	Marfolla	
	<i>Plegadis auxillifera</i>	Rabiboncado	
Columbiformes	<i>Cathartes aura</i>	Carreta	
	<i>Ardea herodias</i>	Carrelete	
	<i>Ardea alba</i>	Carzón	
	<i>Bubulcus ibis</i>	Carreta Canadense	
	<i>Egretta thula</i>	Carra Blanca	
	<i>Egretta caerulea</i>	Carra Azul	
	<i>Egretta rufescens</i>	Carra Roja	
	<i>Egretta tricolor</i>	Carra de Vientro Blanco	
	<i>Burhinus viriscens</i>	Aguinacimán	
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Guanáb de la Florida	
	<i>Nycticorax violacea</i>	Guanáb Real	
Phoenicopteriformes	<i>Phoenicopatris rubra</i>	Flamenco	
	Anseriformes	<i>Dendrocygna arborea</i>	Yaguna
		<i>Buteo borealis</i>	Cavilán Hatista
	Falconiformes	<i>Pandion haliaetus</i>	Guincho
		<i>Buteo borealis</i>	Guincho
Columbiformes	<i>Callipepla squamata</i>	Callinuela de Manglar	
	<i>Callipepla squamata</i>	Callinuela de Pico Rojo	
	<i>Callipepla squamata</i>	Callinuela de Pico Blanco	
Charadriiformes	<i>Charadrius wilsonia</i>	Tiere Playero	
	<i>Charadrius vociferus</i>	Tiere Sabanero	
	<i>Himantopus mexicanus</i>	Cachiporra	
Columbiformes	<i>Columba leucogularis</i>	Torera	
	<i>Columba leucogularis</i>	Cabeziblanca	
	<i>Columba leucogularis</i>	Torera Boba	
Apodiformes	<i>Columba leucogularis</i>	Tojón	
	<i>Chlorostilbon ricardi</i>	Zonzón	
Passeriformes	<i>Icterus gularis</i>	Sinsonte	
	<i>Dendroica petechia</i>	Canario de Manglar	
	<i>Quiscalus nigra</i>	Chichinguaco	

Tabla 3. Relación de especies endémicas y amenazadas registradas en el ecosistema de manglar en Cuba. Categorías de amenaza: EN= En Peligro, VU= Vulnerable, NT= Cerca de la amenaza

Nombre científico	Nombre común	Endémico	Amenazado
<i>Buteogallus</i>			
<i>gundlachi</i>	Gavilán Batista	X	
<i>Glaucidium siju</i>	Sijú Platanero	X	
<i>Prioniturus temmurus</i>	Tocororo	X	
<i>Todus multicolor</i>	Pedorrera	X	
<i>Xiphidiopicus</i>			
<i>percussus</i>	Carpintero Verde	X	
<i>Polioptila lembeyei</i>	Sinsonillo	X	
<i>Vireo gundlachi</i>	Juan Chivi	X	
<i>Teretrisaris</i>			
<i>fernandusae</i>	Chillina	X	
<i>Teretrisaris formi</i>	Pechero	X	
<i>Torrecornis</i>	Cabrerito de la		
<i>inexpectata</i>	Ciénaga	X	EN
<i>Agelaius assimilis</i>	Mayito de Ciénaga	X	
<i>Diurus atrivittata</i>	Toti	X	
<i>Icterus melanocephalus</i>	Solibio	X	
<i>Charadrius melodus</i>	Frailecillo Silbador		VU
<i>Dendrocygna</i>			
<i>arborea</i>	Yaguasa		VU
<i>Columba inornata</i>	Torcaza Boba		VU
<i>Columba</i>	Torcaza		
<i>leucocephala</i>	Cabeciblanca		NT
<i>Passerina ciris</i>	Mariposa		NT

Entre las especies amenazadas de mayor significación regional que emplean el manglar como refugio se encuentran: la Yaguasa (*Dendrocygna arborea*) con bandos entre 5-12 individuos, el Frailecillo Silbador (*Charadrius melodus*), con 1-2 individuos y la Torcaza Cabeciblanca (*Columba leucocephala*), ésta última muy abundante durante la época de reproducción en un gran número de territorios costeros del norte y sur del país donde aparece formando grandes colonias (Godínez, 1993).

Resulta importante señalar que más de 60 % de las áreas cubiertas por bosque de mangle en el Archipiélago Cubano están ubicadas dentro de los límites de un gran número de regiones bajo protección pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Protegidas en Cuba (CNAP 2000), con las categorías de Refugios de Fauna, Reservas Florísticas Manejadas, Reservadas Naturales, Parques Nacionales y Reservas Ecológicas, entre otras. Algunas de estas áreas reciben adicional protección internacional al formar parte de los 6 sitios Ramsar nominados recientemente en el país, sobresaliendo con una mayor cobertura territorial de protección sobre el manglar: el Humedal de Buenavista, Gran Humedal del norte de Ciego de Ávila, la desembocadura del río Máximo, la Ciénaga de Zapata y el Delta del Cauto.

Esta situación de amplia cobertura de protección de extensas regiones de bosques de mangle en Cuba constituye una estrategia dirigida a la conservación de estos productivos ecosistemas tropicales y en particular un regalo de vida a su avifauna asociada.

Abstract. *The presence of 135 species of birds corresponding to 16 orders is reported, 39 families and 91 goods associated to the ecosystems of swamps, of them, 48,1% of the taxas total is endemics. For the colonial aquatic birds the swamps constitute critical habitat for the survival of 24,7 % of the total of species that you/they raise at the present time in the country. Among the registered more remarkable ornithological securities in the Cuban mangroves, it figures the presence of six species globally threatened and 13 endemic.*

Referencias

- Birdlife International (2000): *Threatened birds of the world*. Barcelona and Cambridge, UK: Lynx Editions and Birdlife International.
- CNAP (2002): *Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Cuba. Plan 2003-2008*. Escandón Impresores, Sevilla, 222 pp.
- Denis, D. (2002): «Ecología Reproductiva de siete especies de garzas (Aves: Ardeidae) en la Ciénaga de Biramas, Cuba» [inédito], tesis presentada en opción al título de Dr. en Ciencias Biológicas, Universidad de La Habana, La Habana, 115 pp.
- Garrido, O. H. y A. Kirkconnell (2000): *Field Guide of the birds in Cuba*. Cornell Univ. Press, Ithaca, New York, 253 pp.
- Garrido, O. H.; J. W. Wiley y A. Kirkconnell [en prensa]: The genus *Icterus* (Aves: Icteridae) in the West Indies. *Ornithol. Neotropical*.
- Godínez, E. (1993): *Situación de las poblaciones de Columba leucocephala (Aves: Columbidae) en Cuba entre 1979 y 1987*. Editorial Academia, La Habana, 78 pp.
- Llanes, A. *et al.* (2002): Lista de las aves registradas para Cuba. En *Aves de Cuba* (H. González, ed.), UPC Print. Vaasa, Finlandia, pp. 147-155.
- Rodríguez, P. *et al.* (2003): Distribución y composición de las colonias de nidificación de aves acuáticas en el Archipiélago Sabana-Camagüey. En *Memorias del VI Simposio de Botánica*.

Reproducción de las aves acuáticas coloniales en los manglares

Dennis Denis y Patricia Rodríguez

Introducción

Los manglares cubanos ocupan por su extensión el noveno lugar en el mundo, están entre los de mayor representación en el continente americano y ocupan el primer lugar entre los países del Caribe. La mayor parte de las costas de nuestro archipiélago se encuentran bordeadas por manglares, al igual que las abundantes lagunas costeras y estuarios. Estos juegan un papel fundamental en la protección de las tierras litorales aminoran el efecto erosivo del oleaje, las mareas y tormentas, constituyen una barrera funcional que impide la salinización progresiva de los suelos y actúan como filtro contra la introducción de plagas y animales exóticos. A su vez, albergan una importante biodiversidad y constituyen el hábitat de numerosas especies de plantas y animales (Vales *et al.*, 1998).

La fauna que se desarrolla asociada al manglar es altamente diversa, destacándose tanto por su abundancia como por la presencia de especies de hábitats restringidos. Las aves constituyen uno de los componentes más carismáticos y mejor representados en estos ecosistemas. Una amplia variedad de aves habitan los manglares, desde aquellas eminentemente acuáticas como los pelícanos, gaviotas, patos, gallaretas, garzas y zarapicos, que han desarrollado diversas adaptaciones morfológicas y fisiológicas para hacer mejor uso de los recursos que éstos les brindan, hasta aves de bosques como bijiritas, carpinteros y palomas. En estos ecosistemas encuentran refugio, alimento y sitio de nidificación y muchos de ellos constituyen importantes áreas de concentración durante el período de cría o la migración anual.

Sin embargo, las aves acuáticas coloniales y en especial las zancudas del orden Ciconiiformes son, con seguridad, las más representativas de los manglares cubanos (Denis *et al.*, 2003). Se trata, en general, de aves bien conspicuas por su tamaño y vistosidad, sus hábitos gregarios de alimentación y su reproducción colonial. En este grupo se incluyen las garzas, los cocos, las se villas y la Cayama (*Mycteria americana*).

Estas aves constituyen elementos claves dentro del funcionamiento de los humedales ya que son eslabones importantes en el flujo de energía y actúan como aceleradores del ciclo de nutrientes (Morales y Pacheco, 1986). En muchos lugares se han convertido en símbolos de estos ecosistemas y se usan frecuentemente en la concienciación sobre su protección y como especies banderas en proyectos de conservación. Además, por su alta posición en la cadena trófica, bioacumulación, amplia distribución geográfica y sincronía relativa de la época de nidificación en cada región, sus parámetros reproductivos son utilizados como indicadores de la salud de los

humedales (Custer y Osborne, 1977; Frederick y Collopy, 1989; Custer *et al.*, 1991; Kushlan, 1993).

En los manglares cubanos las investigaciones acerca de la ecología de las aves acuáticas se ha desarrollado desde hace más de 20 años pero centradas en los humedales de origen antrópico: arrozceras, camaroneras, etcétera (Acosta, 1998; Acosta *et al.*, 1990 y b). Sólo desde la pasada década se han ampliado los estudios hacia los manglares y lagunas costeras. La reproducción colonial en particular se comenzó a estudiar desde 1997 en la ciénaga de Biramas, donde se ha monitoreado desde entonces el sistema metapoblacional de colonias de zancudas que se ubica en los alrededores de la laguna Las Playas (Denis, 2004). Anterior a esta fecha existían sólo trabajos puntuales o de breve duración como el de García (1989). En los últimos años otras colonias ubicadas al norte de Camagüey, en el Archipiélago Sabana-Camagüey y en la costa norte de La Habana han comenzado a ser estudiadas (Rodríguez *et al.*, 2002; Denis, datos no publicados). Los resultados obtenidos hasta el momento, además de proveer de un marco de referencia para estudios futuros ha puesto en evidencia la necesidad imperiosa de extender estos trabajos a todos los sistemas de humedales de nuestro país.

Zancudas coloniales en Cuba

En los manglares de Cuba está registrada la reproducción de 15 especies de aves acuáticas del orden Ciconiiformes (Tabla 1), de las cuales, excepto la Garcita (*Ixobrychus exilis*), todas exhiben distintos grados de colonialismo. Éstas pertenecen a tres familias dentro del orden: Ardeidae, Threskiornithidae y Ciconidae. A la familia Ardeidae pertenecen las garzas que, exceptuando al Guanabá Rojo, tienen poblaciones reproductoras en nuestro territorio. La familia Threskiornithidae está representada por dos especies de cocos y la Sevilla, mientras la familia Ciconidae sólo está representada en Cuba por la Cayama (*Mycteria americana*).

Tabla 1. Especies de Ciconiiformes que se reproducen en los manglares cubanos

Nombre Científico	Nombre Común	Familia
<i>Ardea herodias</i>	Garcilote	Ardeidae
<i>Ardea alba</i>	Garzón	Ardeidae
<i>Egretta caerulea</i>	Garza Azul	Ardeidae
<i>Egretta rufescens</i>	Garza Rojiza	Ardeidae
<i>Egretta thula</i>	Garza de Rizos	Ardeidae
<i>Egretta tricolor</i>	Garza de Vientre Blanco	Ardeidae
<i>Bubulcus ibis</i>	Garza Ganadera	Ardeidae
<i>Ixobrychus exilis</i>	Garcita	Ardeidae
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Guanabá de la Florida	Ardeidae
<i>Nyctanassa violacea</i>	Guanaba Real	Ardeidae
<i>Butorides virescens</i>	Aguaitacaimán	Ardeidae
<i>Endocentris albus</i>	Coco Blanco	Threskiornithidae
<i>Plegadis falcinellus</i>	Coco Prieto	Threskiornithidae
<i>Ajaja ajaja</i>	Sevilla	Threskiornithidae
<i>Mycteria americana</i>	Cayama	Ciconidae

Aunque se trata de especies bien conocidas y abundantes, existen pocos estudios sobre su ecología reproductiva y éstas se concentran en sitios puntuales. Muy bien estudiadas han sido las colonias del Delta del Cauto, donde se han llevado a cabo importantes investigaciones durante más de seis años. También, se conocen otras áreas de nidificación como el Archipiélago Sabana-Camagüey, el litoral norte de La Habana y el sur de la provincia de Las Tunas (Fig. 1).

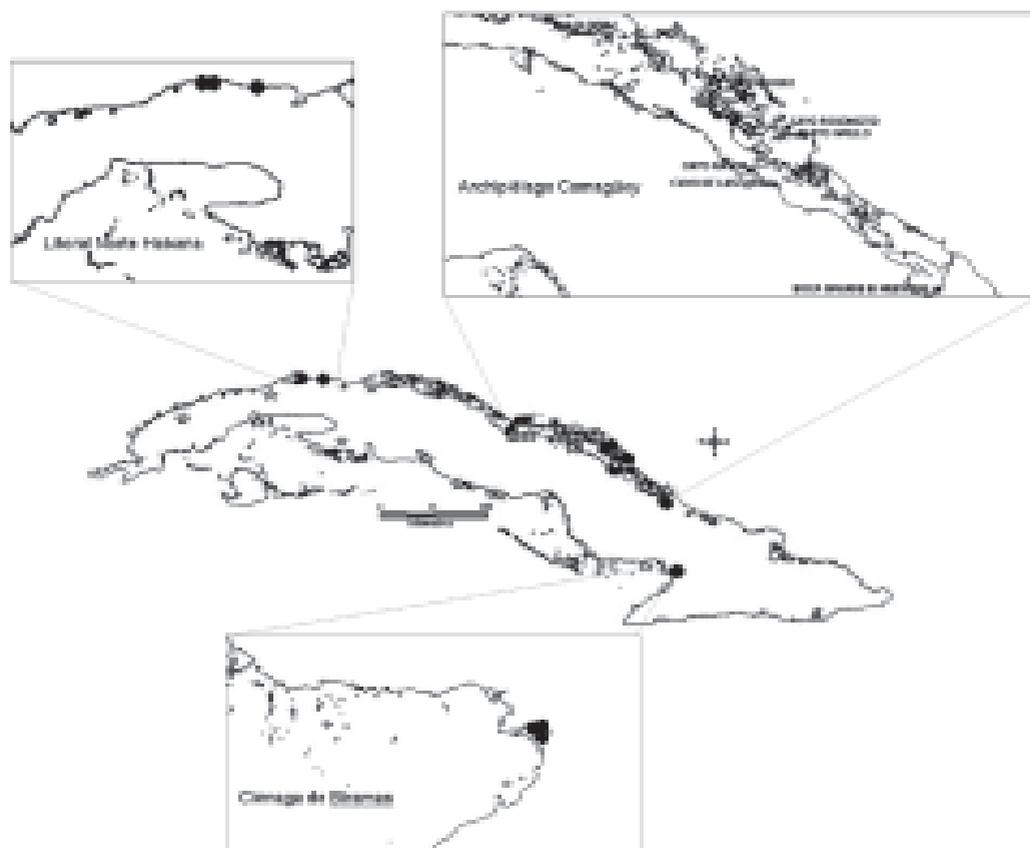


Fig. 1. Distribución de las colonias de nidificación de Ciconiiformes registradas en el Archipiélago.

En el delta del Cauto (Fig. 2) se registra la reproducción de 12 especies en alrededor de 15 sitios de nidificación, se encuentra alrededor de la laguna Las Playas 5 colonias distribuidas en un área de menos de 4 km², por lo que puede considerarse una de las localidades más importantes para la reproducción de este grupo en el país. Las poblaciones de garzas y cocos forman aquí un sistema local de colonias interconectadas, algunas de las cuales sobrepasan los 15 000 nidos, con dinámicas complejas que dependen estrechamente de las condiciones hidrológicas y de calidad general del humedal (Denis *et al.*, en prensa).

En el Archipiélago Sabana-Camagüey también se han registrado un buen número de sitios de reproducción de aproximadamente 10 especies de garzas, sin embargo, los estudios han sido más generales y no se han realizado investigaciones sistemáticas. En esta zona son especialmente abundantes las colonias de Garza Rojiza y Garza de Ventre Blanco. Se sabe que estas especies son, entre las garzas, las que explotan hábitats más costeros para su reproducción y alimentación.

El Archipiélago reúne una serie de características que lo convierten en un sitio ideal para la reproducción de estas aves. Tiene una extensión aproximada de 465 km. Y lo separa de la costa norte de Cuba un conjunto de bahías o macrolagunas interiores, que constituye uno de los sistemas de humedales costeros más importantes del país con extensas áreas de manglar.

Características de las colonias de zancudas en los manglares

El colonialismo es un fenómeno dinámico que aparece en cerca de 10 % de las aves (Siegel-Causey y Kharitonov, 1990) y es una de las características principales de la mayoría de los Ciconiiformes durante la reproducción. Los factores que conducen a la formación de las colonias son altamente complejos y varían entre especies (Bancroft *et al.*, 1994), plantean la influencia de los elementos tales como la disponibilidad y asequibilidad de alimentos, la distancia a los sitios de forrajeo, el grado de disturbio, la vegetación, entre otros (Fasola y Alieri, 1992).

El estudio de las colonias es muy complejo debido a la multiplicidad de factores que intervienen o regulan sus procesos dinámicos, y su evolución aún es controvertida, al existir posiblemente convergencia en numerosas fuerzas selectivas. Su significado adaptativo es muy discutido, aunque se conocen ampliamente las ventajas que brinda este tipo de agregación, entre las que se encuentran la detección temprana de los depredadores o la cooperación para ahuyentarlos (Lack, 1968; Forbes, 1989), el efecto «dilución», al disminuir la probabilidad individual de ser seleccionada por un depredador cuando se está en grupo; el actuar como un grupo de comparación a la hora de la selección de la pareja (Rodgers, 1987; Draulans, 1988), la estimulación social a la reproducción (Darling, 1938), o como centro de información para la localización de las áreas de forrajeo, ya que existe una fuerte asociación entre reproducción colonial y forrajeo gregario (Ward y Zahavi, 1973; Kushlan, 1978). A favor de las ventajas adaptativas de la colonia está el hecho de que el éxito reproductivo es frecuentemente mayor en las colonias mayores en comparación con las menores, según afirman Darling (1938) y Burger (1979).

La mayor parte de las colonias de nidificación de Ciconiiformes en Cuba se establecen en áreas de manglares (Tabla 2). Éstas pueden ser agrupaciones monoespecíficas o colonias mixtas que pueden variar desde pequeños grupos de escasos individuos, hasta colonias de miles densamente agrupados, con pocas especies de nidificación solitaria. Las colonias mixtas pueden estar constituidas de dos a siete especies diferentes del grupo, e incluso otras especies acompañantes como corúas de mar (*Phalacrocorax auritus*), marbellas (*Anhinga anhinga*) o pelícanos (*Pelecanus occidentalis*) que también utilizan los manglares para su reproducción.

Los factores que determinan la formación y localización de las colonias probablemente son complejos y varían entre las especies. El conjunto exacto de indicadores ambientales que utilizan las aves para iniciar la construcción de sus nidos es desconocido en la mayoría de los casos, pero incluye las características del hábitat a pequeña, mediana o gran escala. Se supone que influyan particularmente la ubicación y distancia a los principales sitios de alimentación, aunque otros factores como el grado de filopatría o nomadismo de las especies también pueden influir en esta selección. La Cayama, por ejemplo, usa primariamente sitios tradicionales, con independencia de cambios hidrológicos que afecten la distribución del alimento (Kushlan y Frohring, 1986). El Coco Blanco, por su parte, típico representante del nomadismo reproductivo, anida todos los años en las cercanías de los mejores sitios de forrajeo (Frederick y Bildstein, 1996). Las condiciones hidrológicas (profundidad del agua, hidropatrones, cobertura de agua, etc.) que afectan el número y la talla de las presas, también influyen en la selección del sitio de nidificación (Van Vessem y Draulans, 1986).

Tabla 2. Composición y mayor número de nidos registrados en algunas colonias estudiadas (GG: Garza Ganadera, GR: Garza de Rizos, GA: Garza Azul, GRj: Garza Rojiza, Gz: Garzón, Gte: Garcilote, GF: Guanabá de la Florida, Gre: Guanabá Real, CB: Coco Blanco, CP: Coco Prieto, S: Sevilla)

Colonia	Localidad	Composición	Número de parejas	Fecha	Fuente
Cayo Norte	Delta del Cauto	GG, GVb, GR, GRj, GA, Gz	12-15 000	2004	Denis (sin publicar)
La Guaja	Delta del Cauto	GF, CB, CP, S.	-	1999	Denis (2001)
Wise	Delta del Cauto	GG, GR, GVb, GRj, GA, CB, GF	10 000	2001	Denis (2002)
Juan Viejo	Delta del Cauto	CB, GG, GR, GVb, Gre	-	1999	Denis (2001)
La Nueva	Delta del Cauto	GG, GVb, GA, GR, GRj, GF, GR	2000	2000	Denis (sin publicar)
Cayo Fogoncio	Arch. Sabana-Camagüey	GVb, GRj	84	2002	Rodríguez <i>et al.</i> , 2004
Cayo Kiko	Arch. Sabana-Camagüey	GVb, GRj, CB	299	2002	Rodríguez <i>et al.</i> , 2004
Cayo Ratón	Arch. Sabana-Camagüey	GR, Gz, Gte	279	2002	Rodríguez <i>et al.</i> , 2004
Cayo Grillo	Arch. Sabana-Camagüey	GRj	7	2002	Rodríguez <i>et al.</i> , 2004
Rincón de Guanabo	Ciudad de La Habana	GG, GR	300	2004	Denis (sin publicar)
La Laguna	Habana	GG, GR	600	2004	Denis (sin publicar)
Itabo	Ciudad de La Habana	GG, GR	856	2004	Denis (sin publicar)

En general, las aves zancudas pueden seleccionar sitios de nidificación variados, pero con características comunes como: protección contra depredadores, adecuada estabilidad, materiales de construcción del nido no limitantes y fácil acceso a áreas de forrajeo cercanas. Fasola y Alieri (1992) plantean que para el establecimiento de una colonia de garzas en la que puedan convivir hasta cinco especies de esta familia, son importantes algunos aspectos topográficos como la protección por cuerpos de agua y el área superficial, y ciertas características externas entre ellas; la abundancia de hábitats de forrajeo y las distancias con respecto a otras colonias.

Estas colonias pueden ser grandes o pequeñas, en dependencia de la extensión del humedal y del tamaño de las poblaciones locales de estas especies. En cuanto a su densidad son colonias laxas, en las que los nidos ocupan un área grande y se encuentran poco relacionados entre sí o colonias densas donde en un espacio muy reducido se distribuyen una gran cantidad de nidos muy cercanos unos de otros. Esta estructura aparece muy ligada a la estructura de la vegetación y a las características de las especies: los guanabaes de la florida, por ejemplo, por las características de su dieta suelen distanciar los nidos evitando depredaciones canibalistas.

Las características de los sitios donde se ubican los nidos de las especies que crían en nuestro territorio coinciden con lo descrito para estas especies en otros sitios. Así por ejemplo, el hábitat

de nidificación en Juan Viejo y La Güija, Ciénaga de Biramas, coincide con lo planteado por Harrison (1975) y las características de cayo Norte y cayo Kiko son similares a las descritas para la Garza de Vientre Blanco por Frederick (1997) y Bancroft *et al.* (1994) en la Florida.

Estas especies crían en islas o áreas elevadas con vegetación de pequeño tamaño, rodeadas de aguas abiertas o en lugares inundados, selección que refleja una estrategia defensiva contra posibles depredadores terrestres para los que el agua es una barrera, y de manera usual seleccionan lugares cercanos a áreas abiertas, donde la visibilidad permita detectar depredadores terrestres a distancia. Estas áreas abiertas, generalmente cubiertas de aguas someras, también son empleadas para forrajear y para que los volantones desarrollen las habilidades de captura de presas en sus primeras etapas. Una característica común de los sitios de nidificación estudiados en las garzas medianas es la existencia de un borde en la vegetación con amplia visibilidad, relacionado con la detección de depredadores terrestres. Las colonias se ubican alrededor de lagunas someras o espacios abiertos semianegados o en los bordes de canales o esteros.



Fig. 2. Vista aérea de cayo Norte, Delta del Cauto, donde se establece la mayor colonia de nidificación estudiada en Cuba desde 1997, con tamaños entre 14 000 y 15 000 parejas cada año.

Ubicación y características de los nidos

La ubicación de los nidos en las colonias depende de muchos factores entre los que pueden mencionarse las características de la vegetación, el tamaño corporal de las especies, así como la competencia inter e intraespecífica típica de las zancudas (Palmer, 1962; Burger, 1978; McCrimmon, 1978). La fecha de arribo a las colonias también puede determinar muchas características de los sitios de nidificación; así, los primeros individuos o especies ocupan los mejores sitios y los tardíos se ven relegados a áreas periféricas o de peor calidad.

Los nidos se ubican a diferentes alturas, encontrándose una alineación vertical de las especies en la vegetación en función de las tallas corporales, patrón descrito en otras localidades (Burger y Gochfeld, 1990; Fasola y Alieri, 1992). Las especies de mayor tamaño ocupan estratos superiores, éste es el caso del Garzón y el Guanabá de la Florida, mientras que las menores ocupan estratos más bajos.

La distribución horizontal de los nidos también varía entre especies y se puede apreciar claramente en la ubicación de estos respecto al agua. En la Ciénaga de Biramas, por ejemplo, se

encontró que se podían delimitar tres grupos específicos atendiendo a esta relación. Un primer grupo está formado por las especies de borde que nidifican única o preferentemente adyacentes al borde de la laguna o en los bordes de los esteros; este grupo incluyó al Aguaitacaimán y, en menor grado, al Guanabá de la Florida. Un segundo grupo que nidifica en mangles altos, sin relación aparente con el agua, en el cual se incluía el Garzón y un tercer grupo que, si bien no mostraba preferencia marcada por sitios cercanos al agua, nucleaba sus agrupaciones en bordes de áreas abiertas con aguas someras o a lo largo de pequeños esteros, e incluyó las especies más coloniales como la Garza de Rizos, la Garza Ganadera, la Garza Azul y la Rojiza. Este patrón de ubicación de los nidos posiblemente esté relacionado estrechamente con el nivel de colonialismo, ya que se observa una elevada coincidencia con los grupos ordenados según el grado de gregarismo reproductivo (Denis *et al.*, 2001).

En casi la totalidad de las colonias estudiadas el sustrato de los nidos fueron árboles de mangle prieto o mangle rojo. Sólo en la colonia de cayo Ratón, Archipiélago Sabana-Camagüey los nidos de Garzón y Garza de Rizos fueron construidos sobre arbustos secos de *Bumelia celastrina* y *Conocarpus erectus* (yana).

Los nidos de estas aves son una tosca plataforma de ramas de mangle, aunque el grado de elaboración de estos varía entre especies. Los nidos pueden o no estar recubiertos de algún material vegetal, generalmente hojas o semillas de mangle. Se plantea que para estas aves los materiales de construcción del nido incluye la vegetación circundante (Siegfried, 1971; Burger, 1978), así la mayoría de las colonias de los manglares de Biramas están compuestos por ramas de mangle prieto y rojo, mientras que algunos nidos de Garza Rojiza de las colonias del Archipiélago Sabana-Camagüey estaban tapizados de Sargazo, ramas de *Salicornia* sp. e incluso plumas.

El material de construcción de los nidos puede ser en ocasiones un factor limitante de la reproducción, en algunos casos se ha observado que los nidos abandonados o depredados son desmantelados rápidamente y es frecuente, incluso, el hurto de ramas a nidos todavía activos. En la mayoría de las garzas se ha descrito y observado en nuestras colonias, que el aporte de material nuevo al nido continúa durante toda la incubación e incluso cuando los pichones han nacido (Hancock y Kushlan, 1984), lo que hace que el impacto directo sobre la vegetación no se restrinja al período de construcción del nido sino se extienda a lo largo de todo el período de cría. También se ha podido constatar la reutilización de materiales de un período reproductivo a otro.

El tamaño de los nidos está relacionado con la talla de los individuos adultos y la competencia, aunque también influye el grado de elaboración de estos, típico de cada especie (Tabla 3). Así por ejemplo, es de esperar que las especies de mayor talla construyan nidos mayores que

Tabla 3. Estadísticos de posición y dispersión de las medidas de los nidos de siete especies de garzas en la Ciénaga de Biramas

Especies	Altura (m)			Diámetro (cm)		
	N	Media	D.S	N	Media	D.S
Aguaitacaimán	29	1,40	0,71	28	26,57	2,82
Garza Ganadera	199	1,53	0,36	200	26,72	5,69
Garza de Rizos	263	1,29	0,38	259	25,94	5,66
Garza de V. Blanco	178	1,40	0,46	176	25,50	6,15
Garza Rojiza	17	1,22	0,33	17	35,47	8,03
Guanabá de la Fla.	65	5,72	1,30	61	31,66	5,89
Garzón	26	9,03	0,95	15	45,93	10,46

puedan soportar su peso y el de los pichones. Sin embargo, el Aguaitacaimán construye nidos más grandes que lo esperado para su talla; debido a que al tener hábitos más solitarios enfrenta una menor competencia por el espacio y por los materiales de construcción del nido (Denis *et al.*, 1999).

Estructura interna de las colonias: Segregación

El alto gregarismo que caracteriza las colonias de garzas intensifica las relaciones interespecíficas de antagonismo y la presión de competencia por los sitios de nidificación. Ante estos fenómenos se han desarrollado evolutivamente varios patrones de segregación del subnicho que posibilitan la coexistencia. La segregación se establece en tres dimensiones fundamentales: segregación espacial de los sitios de nidificación en los planos horizontal y vertical, y segregación temporal. La segregación espacial es un reflejo de diferentes patrones de microlocalización del nido entre las especies y se manifiesta por la selección de diferentes tipos de sustrato, en la que, al parecer, las variables más involucradas son la fisionomía de la vegetación, la ubicación relativa al borde del agua y la altura (Denis *et al.*, 2001).

En las colonias mixtas de garzas del Delta del Cauto, donde se han realizado los estudios más profundos de estos fenómenos en Cuba, entre las formas de segregación espacial horizontal que se manifiestan se encuentran la composición diferencial de las colonias y el patrón de ubicación de los nidos dentro de las colonias (Denis *et al.*, 2003). Este último se relaciona con la ubicación de los nidos respecto al agua que mostró una división en tres grupos bien definidos: las especies de borde Aguaitacaimán y Guanabá de la Florida, el grupo de las garzas medianas (Ganadera, Azul, de Rizos, Rojiza y de Vientre Blanco) que generalmente nucleaba sus agrupaciones en bordes de áreas abiertas con aguas someras o a lo largo de pequeños esteros y los garzones que nidifican en mangles altos sin relación aparente con el agua.

En relación con la ubicación vertical de los nidos, en estas mismas colonias se encontró el patrón de segregación descrito en otras localidades (Burger y Gochfeld, 1990; Fasola y Alieri, 1992), en que las especies se alinean verticalmente en la vegetación en función de sus tallas corporales. Las especies de mayor tamaño ocupan estratos superiores en la vegetación, es el caso del Garzón y el Guanabá de la Florida, mientras que las menores ocupan estratos más bajos. Esta segregación ecológica posibilita la coexistencia de especies tanto similares (Berovides y Denis, en prensa), como de marcadas diferencias en talla y requerimientos ecológicos.

Además de la segregación espacial en los subnichos reproductivos, también se puede manifestar entre estas especies segregación en el tiempo, que se describe por dinámicas diferentes de arribo a la colonia. La fecha de llegada puede determinar muchas características de los sitios de nidificación; así, los primeros individuos o especies ocupan los mejores sitios y los tardíos se ven relegados hacia áreas periféricas o de peor calidad.

El grupo de las aves acuáticas coloniales es un grupo ecológicamente muy dinámico, y en general sus períodos reproductivos, aunque mantienen cierto rango, son variables localmente y de año en año, ya que responden a complejos factores ambientales relacionados con el clima, las precipitaciones, la abundancia de fuentes de alimentación estacionales o efímeras, entre otras (Kushlan y Hafner, 2000). El conocimiento de la cronología local de cría de estas especies se convierte en un indicador de calidad ambiental general en muchas áreas de humedales protegidos o bajo manejo.

La mayoría de las especies inician su ciclo reproductivo en la última semana de abril, coincidiendo con el período de máximas precipitaciones (mayor cantidad de presas asequibles),

como también reportan para este grupo en Norteamérica Lowe-McConnell (1967), Wershckul (1977) y Telfair (1987). En esta época, que abarca de mayo a octubre, las áreas de forrajeo se expanden considerablemente y aumenta la disponibilidad de presas. Se ha reportado una estrecha asociación entre el inicio de las lluvias y el de la reproducción de muchas aves acuáticas; sin embargo, la naturaleza de tal relación aún es desconocida.

Aunque en muchos lugares las épocas reproductivas de estas especies pueden distribuirse a lo largo de casi todo el año, los reportes de la literatura y nuestras observaciones reflejan que en Cuba se concentran en los meses de abril a septiembre (Tabla 4).

Tabla 4. Épocas de cría de las especies de Ciconiiformes que nidifican en Cuba según las fuentes bibliográficas* (color oscuro) y según nuestras observaciones (color claro)

Especies	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Garzote									■	■	■	■
Garza de Rizos						■	■					
Garzón		■			■	■	■	■				
Garza de Vientre Blanco					■	■	■	■	■			
Garza Azul					■	■	■					
Garza Rojiza						■	■	■				■
Garza Ganadera				■	■	■	■	■				
Aguaitacaimán			■			■	■	■	■			
Guanabí de la Florida				■	■	■	■	■	■			
Guanabí Real					■	■	■	■				
Garcita					■	■	■	■				
Coco Prieto						■	■	■				
Coco Blanco				■	■	■	■	■				
Sevilla								■	■	■	■	■

Fuente: *Gundlach, 1893; Balat y González, 1982; Valdés, 1984; Denis *et al.*, 1999b

Como puede observarse el mayor esfuerzo reproductivo reportado en la literatura en la mayoría de las especies se encuentra entre los meses de mayo-julio. La colonia de garzas de cayo Norte en algunos años aún mantenía una fuerte actividad durante el mes de agosto y, aunque con signos evidentes de estar en fase terminal, se encontraron pichones de Garza Gandera y Garza de Vientre Blanco recién eclosionados y nidos con nuevas puestas (posiblemente segundas puestas o puestas de reemplazo) en esta fecha (Denis *et al.*, 2003). Ambas especies, según las fuentes bibliográficas tenían señalada la etapa de reproducción en Cuba de abril a julio.

Asimismo, una colonia mixta de Garzas de Rizos y de Vientre Blanco ubicada en cayo Lucas, Bahía de Buena Vista en el año 2002 mostró actividad hasta bien entrado el mes de septiembre. Igualmente aunque el mes de agosto está reportado por Raffaele *et al.* (1998) dentro de la etapa reproductiva en el Caribe para el Aguaitacaimán, se han encontrado nuevas puestas a mediados de este mes en la Laguna Las Playas, lo cual indica que la eclosión y cuidado de los pichones debe extenderse aún hasta principios de septiembre.

Tamaño de puesta y éxito reproductivo

El tamaño de puesta, definido como el número de huevos puestos por una hembra en una nidada, está sujeto a numerosas restricciones, algunas inmediatas, como la energía disponible para la formación de los huevos, y otras a más largo término, como el éxito reproductivo en su totalidad (Ehrlich *et al.*, 1988; Gill, 1990). La regulación del tamaño de puesta es uno de los mecanismos por los cuales las aves pueden ajustar la magnitud de su esfuerzo reproductivo a las condiciones ambientales y a su propia condición fisiológica (Slagsvold, 1982) y por estas razones puede servir como indicador general de las condiciones de los humedales donde se desarrollan. En nuestro país las investigaciones han registrado valores entre 1,7 -2,7 huevos por nido en las diferentes especies (Tabla 5). Igualmente el éxito final en la cría, medido tanto como por el

Tabla 5. Tamaños de puesta en especies de Ciconiiformes coloniales encontrados en diferentes localidades en manglares cubanos

Especie	Humedal	Colonia	Año	puesta	Fuente
Garza Ganadera	Birranas	Cayo Norte	1999-2003	2,08 ± 0,73 (121)	Denis <i>et al.</i> , 2003
Garza Ganadera	Habana	Guarabo	2004	2,3 ± 0,8 (519)	Denis (datos sin publicar)
Garza Ganadera	Habana	Habo	2004	1,7 ± 0,5 (19)	Denis (datos sin publicar)
Garza de Riezo	Birranas	Cayo Norte/ Wiso	1998-2001	2,45 ± 0,6 (582)	Denis, 2001
Ganadera / Riezo	Habana	La Laguna	2004	2,2 ± 0,9 (89)	Denis (datos sin publicar)
Garza de V. Blanco	Birranas	Cayo Norte	1998-2001	2,09 ± 0,51 (11)	Denis <i>et al.</i> (2001)
Garza de V. Blanco	Birranas	Cayo Norte	1998-1999	2,15 ± 0,49 (91)	Beovidas y Denis (en prensa)
Garza de V. Blanco	Sabana-Cangajay	Cayo Kibe	2002	2,44 ± 0,14 (222)	Rodríguez <i>et al.</i> (2004)
Garzón	Birranas	Cayo Norte	1998-2001	2,29 ± 0,6 (82)	Denis, 2001
Garza Rojiza	Birranas	Cayo Norte y Wiso	2001	2,4 ± 0,8 (17)	Denis <i>et al.</i> (en prensa)
Garza Rojiza	Sabana-Cangajay	Cayo Kibe	2002	2,68 ± 0,14 (25)	Rodríguez <i>et al.</i> (2004)
Guarabí de la Fla.	Birranas	Wiso	1998-99	2,14 ± 0,38 (7)	Denis <i>et al.</i> (2001)
Guarabí de la Fla.	Birranas	Wiso	2001	2,6 ± 0,6 (51)	Denis, 2001
Aguaticaimín	Birranas	Canal canarenera	1998-99	2,2 ± 0,5 (29)	Denis <i>et al.</i> (1999)
Aguaticaimín	Birranas	Estero	2000-2001	2,7 ± 0,5 (10)	Denis (datos sin publicar)

número de pichones volantones finales producidos como por la probabilidad de supervivencia diaria de los nidos pueden ser indicadores del nivel de depredación, cantidad de alimentos o impacto humano en una zona de manglares.

Problemas y perspectivas de conservación de las colonias de aves acuáticas

La conservación de las aves acuáticas y en particular de sus colonias presenta importantes retos. Su estrecha dependencia de los ecosistemas de humedales los ata al destino de éstos y su destrucción condena a numerosas poblaciones a desaparecer o redistribuirse a áreas menos óptimas, con un consecuente coste biológico. Las especies coloniales explotan amplias áreas geográficas alrededor de sus sitios de cría, y al ser depredadoras son susceptibles de bioacumular contaminantes. Igualmente estas altas concentraciones, que forman tanto para criar como para alimentarse o dormir, hacen que sean susceptibles a colapsos poblacionales frente a alteraciones o fenómenos locales. Por ello, ciertas áreas son desproporcionadamente importantes para algunas especies, lo que se agrava por los diferentes grados de fidelidad a los sitios o nomadismo reproductivo.

Las *medidas de conservación* de este grupo de aves deben incluir protección y manejo de los sitios de nidificación, alimentación y descanso, para lo cual se requieren estudios detallados sitio-específicos. Particularmente en la región de la Ciénaga de Biramas, los resultados derivados de seis años de investigaciones han permitido sugerir un conjunto de medidas para la conservación local efectiva de este grupo, entre las que se incluyen: monitorear anualmente la cronología de la cría, los tamaños de las colonias y el éxito reproductivo de cada especie con métodos poco intrusivos, así como el estado de la vegetación en todas las colonias y controlar el disturbio humano, tanto directo sobre los nidos como indirecto por actividades como tala, caza y pesca en los alrededores de estas (Denis, 2002).

Amenazas: destrucción del hábitat, contaminación, salinización y fuentes antropogénicas de mortalidad

Entre las amenazas más importantes detectadas en colonias de Ciconiiformes en nuestros manglares se encuentran: la destrucción del hábitat, contaminación y sus efectos y salinización de los humedales, incremento de fuentes de mortalidad antropogénicos (por colectas de huevos, disturbio humano y depredadores exóticos introducidos).

La *destrucción del hábitat* es un problema típico de los humedales a nivel mundial. En Cuba, se ha presentado fundamentalmente para el desarrollo turístico o de otras actividades económicas como la pesca y la acuicultura. Los mangles costeros se ven afectados por la construcción de infraestructuras, el relleno de lagunas, la construcción de viales y pedraplenes, la tala indiscriminada, etcétera.

Específicamente la construcción de los pedraplenes, para mejorar la comunicación de la isla a los cayos, ha tenido importantes repercusiones en los manglares costeros, con impactos no determinados sobre las colonias de cría de esas regiones a la par que ha provocado aumentos en la salinidad de amplias áreas cuyo efecto a largo plazo no se conoce exactamente.

Las colonias establecidas pueden afectar seriamente la vegetación local (Arendt y Arendt, 1988), bien al modificar la química del suelo por la deposición de guano (Baxter y Fairweather, 1994), por la defoliación que producen las aves, tanto con su actividad como por que sus heces

sobre las hojas obstruyen la fotosíntesis (Kerns y Howe, 1967), o por la utilización de ramas para la construcción de los nidos, ya que el material de construcción de éstos llega a cifras muy altas (1 500 000 ramillas para 500 nidos de Garza Ganadera) (Siegfried, 1971; Baxter, 1996). En las colonias terrestres el efecto de la hiperfertilización generalmente destruye la vegetación, de forma que en varios años tienen que cambiar de sitio. En las colonias de humedales el agua reduce el efecto letal y aunque se sigue produciendo defoliación persistente estas son más estables en el tiempo (Dusi y Dusí, 1987). En la colonia de Cayo Norte, Biramas, durante años se ha producido un ciclo continuo de destrucción-recuperación de la vegetación, producto de la actividad de la colonia de una forma aparentemente sincronizada a la propia dinámica metapoblación.

Los humedales son sistemas de filtración muy económicos para el tratamiento de residuales con contaminantes químicos y biológicos. Paradójicamente el influjo de éstos puede atraer a las aves acuáticas, ya que la eutroficación puede disminuir la biomasa total de invertebrados o su diversidad, pero muchas veces aumenta la biomasa de peces (poecílidos) o sencillamente los hace más asequibles ya que las bajas tensiones de oxígeno los fuerzan a permanecer en las capas superficiales para poder respirar, por lo que son más vulnerables a la depredación. Constituir un eslabón terminal en las cadenas tróficas hace que las garzas experimenten la bioacumulación de tóxicos en sus tejidos al aumentar su susceptibilidad ante estos contaminantes. La contaminación de los manglares costeros puede ser de diferentes tipos y provenir de variados orígenes: aguas albañales de poblaciones humanas, afluentes de industrias azucareras, tintorerías, inmuebles clínicos, industrias electroquímicas, pesticidas de cultivos adyacentes. El efecto de la bioacumulación de estos contaminantes puede repercutir en el éxito reproductivo por intoxicación directa o a través de la disminución del grosor de cáscara de los huevos.

Los miembros del orden Ciconiiformes son clasificados como altamente sensibles a la disminución del grosor de la cáscara inducido por DDE. Se ha encontrado disminución del grosor de la cáscara en 25 % de los huevos de varias especies de garzas, así como acumulación en tejidos y huevos de los compuestos cloroorgánicos. Los plaguicidas causan alteraciones en el metabolismo del calcio y ligeras variaciones en otros componentes como son el magnesio y los fosfatos, afectan también la fortaleza y dureza de la cáscara, al impedir el crecimiento y precipitación de los cristales de carbonato de calcio.

En un estudio realizado entre 1999 y 2004 (Ponce de León, 2003) se midieron 737 huevos de once especies de Ciconiiformes, para determinar los principales patrones de variación del grosor de la cáscara. Se colectaron 366 huevos en tres colonias de garzas y además, se incluyeron 371 huevos conservados en la colección Bauzá del Instituto de Ecología y Sistemática (Tabla 6). El grosor de las cáscaras no sugiere acumulación importante de contaminantes en las garzas de la mayoría de los humedales estudiados en Cuba, al compararlas con las de otras regiones, ni el éxito reproductivo de las especies estudiadas se vio afectado por sus variaciones, excepto en el caso de la colonia de Itabo.

Otros contaminantes pueden ser los *metales pesados* (plomo, mercurio, cadmio y selenio), elementos traza presentes de forma natural en los ecosistemas, pero que sus concentraciones se elevan hasta niveles letales por la actividad antrópica, siendo las fuentes fundamentales la quema de combustibles orgánicos con residuos e impurezas, el humo de los vehículos, la utilización de balas de plomo por cazadores, residuos industriales, etcétera. Las concentraciones de plomo (Pb), selenio (Se) y mercurio (Hg), presentes en plumas de contorno de pichones de tres especies de garzas (*E. thula*, *B. ibis* y *E. tricolor*) nidificantes en la Ciénaga de Biramas (Cuba) se estimaron en el 2004 para detectar posibles afectaciones de estos contaminantes pesados en este ecosistema. Los resultados preliminares indican que estos elementos aparecen sólo como

Tabla 6. Estadísticos de posición y dispersión del grosor de la cáscara de los huevos de algunos Ciconiiformes cubanos. Mediciones tomadas alrededor del diámetro menor (N) sin remover las membranas (tomados de Ponce de León (2003) y datos no publicados de los autores)

Especie	Colonia	Grosor	N	Año
Garza Azul	Cayo Norte	0,219 ± 0,014	5	2000-2002
Garza Ganadera	Cayo Norte	0,215 ± 0,017	48	2000-2002
	Wiso	0,225 ± 0,016	17	2000-2002
	Cayo Norte	0,207 ± 0,010	2	2003
	Guanabo*	0,226 ± 0,006*	8	2004
	Itabo*	0,199 ± 0,004*	20	2004
Garza de Rizos	Cayo Norte	0,214 ± 0,024	37	2000-2002
	Cayo Norte	0,263 ± 0,017	12	2003
Garza de Vientre Blanco	Cayo Norte	0,202 ± 0,03	32	2000-2002
	Cayo Norte*	0,227 ± 0,029	9	2003
Garza Rojiza	Cayo Norte	0,254 ± 0,016	16	2000-2002
	Wiso	0,258 ± 0,012	3	2000-2002
Guanabá de la Florida	Cayo Norte	0,236 ± 0,025	4	2000-2002
	Wiso	0,254 ± 0,023	44	2000-2002
	Cayo Norte*	0,208 ± 0,017	18	2003
Guanabá Real	Cayo Norte	0,2365 ± 0,021	27	2000-2002
Garzón	Cayo Norte	0,285 ± 0,018	45	2000-2002
Coco Blanco	Wiso	0,333 ± 0,024	32	2000-2002
	Juan Viejo	0,33 ± 0,029	28	2000-2002

*Datos no publicados

trazas, con niveles no preocupantes ni para la salud humana, ni para la del medio natural, al estar entre una y tres partes por millón (ppm).

La *salinización*, producida por medidas incorrectas de manejo del agua y represamiento excesivo de cauces de ríos puede afectar la reproducción de las especies coloniales ya que se conoce que el estrés salino puede producir menores tamaños de puesta, tasas de crecimiento de los pichones reducidas y menores éxitos reproductivos.

La mortalidad de estas especies coloniales es naturalmente elevada pero su efecto es más peligroso cuando existe un *incremento en las fuentes de mortalidad antropogénica*. La acción del hombre puede aumentar sus niveles bien por acción directa, por introducción de fuentes adicionales de mortalidad o por potenciación de factores naturales. La potenciación viene dada por la destrucción de la vegetación que puede provocar que los nidos se construyan en sitios menos óptimos al quedar más expuestos a los depredadores y a los factores climáticos: sol, viento o lluvias.

El *disturbio humano* es uno de los problemas críticos en las especies coloniales y es frecuente en muchas áreas, dado por el acceso de personas a estas áreas para coleccionar huevos y pichones, por la tala o recolecta de madera en lugares cercanos o por el ruido de actividades náuticas. Recientemente apunta como una posible fuente la explotación ecoturística. Disturbios intensos

y/o duraderos pueden provocar el abandono de los sitios de cría y la relocalización en lugares con peores condiciones que conllevan a menores éxitos de cría y a posible fragmentación de la población reproductora. Entre los efectos documentados de este problema están el abandono de los nidos antes de la puesta; el abandono prematuro de los nidos por los padres o los propios pichones; pérdida de peso de los pichones o habituación a los seres humanos. En relación con este fenómeno, se conoce la existencia de un período muy sensible en las primeras semanas, durante el cual hay un efecto desproporcionado que produce abandono masivo de los nidos, disminución del reclutamiento en la colonia, o mortalidad muy elevada por falta de protección a los huevos o por desmantelamiento del nido por otros individuos (Carney y Syderman, 1999).

Durante las investigaciones también es importante evitar el disturbio por los propios investigadores que en todos los casos debe seguir simples como evitar el ruido, no entrar simultáneamente a la colonia más de tres personas a menos que sea estrictamente necesario, permanecer menos de cinco minutos en cada lugar, evitar las horas más cálidas y más frías del día y no entrar a las colonias ante la posibilidad de mal tiempo (lluvias, vientos fuertes o bajas temperaturas) para no alejar a los parentales y dejar desprotegidos los nidos.

En nuestras condiciones se realizó un experimento para evaluar este efecto en la colonia de cayo Norte, Ciénaga de Biramas, en 1999 (Denis *et al.*, en prensa). Se separaron 2 áreas, con condiciones y estructura similares y se estudiaron los nidos bajo protocolos que implicaran diferentes grados de disturbio en cada uno de ellos. Se incluyeron un total de 125 nidos de tres especies: Garza de Vientre Blanco, Garza Ganadera y Garza de Rizos, durante un período de 7-14 días. En 66 nidos se siguió un protocolo de trabajo que implicaba marcaje y mediciones de huevos y pichones cada dos días. Los 59 nidos restantes se tomaron como control y solo se visitaban para hacer observaciones del contenido tomando medidas extremas para minimizar el disturbio. Se determinó el éxito reproductivo por la probabilidad de supervivencia diaria en cada conjunto encontrándose que el disturbio no produjo una disminución significativa. Sin embargo, si se observó como tendencia que el lado más visitado tuvo entre 16 y 25 % menos nidos exitosos. El tamaño de nidada promedio en ambos conjuntos de nidos fue similar, entre 2,1 y 2,3 huevos. El posible efecto del disturbio se manifiesta con mucha fuerza durante la etapa de incubación de los huevos, que en todas las especies tiene menores supervivencias. Esto sugiere que es probable que se subestime el éxito reproductivo en las mediciones realizadas por el efecto de la propia presencia humana. La acción de manipulación de los pichones no se reflejó en menores supervivencias de éstos ya que al parecer aparecía habituación al hombre.

La colecta de huevos y pichones por locales y cazadores o pescadores furtivos en áreas protegidas es una práctica común en algunas localidades. Se ha comprobado en numerosos casos de colonias de aves marinas y de zancudas, y al menos existe un caso comprobado de una colonia de garzas y cocos en la ciénaga de Biramas, que en 1998 fue extirpada completamente por esta razón.

Los nidos y pichones son blanco de numerosos depredadores naturales entre los que destacan los aéreos, ya que el agua impide normalmente el paso a animales terrestres. Sólo los cocodrilos, y en algunos casos iguanas y majaes pueden depredar huevos y pichones de garzas, pero, en general, son los guanabaes, gavilanes, lechuzas, pájaros carpinteros y auras los depredadores más frecuentes. Sin embargo, la destrucción de los manglares, la interrupción de los circuitos hídricos naturales o el propio disturbio, puede provocar que las colonias pierdan la protección del agua y se establezcan en áreas de fácil acceso a *animales introducidos* o de ecosistemas terrestres como hormigas, ratas, gatos, perros jíbaros, etcétera. El desarrollo de poblaciones de *Claria* de grandes dimensiones puede convertirse en un problema para aquellas colonias que se formen en vegetación acuática flotante.

Categorías de amenaza

Ninguna de las especies de garzas cubanas se encuentran en alguna categoría de amenaza a nivel global (Birdlife, 2004). Sin embargo, en algunas de ellas se han detectado en los últimos años declives poblacionales importantes a nivel global o regional. En el Plan de Conservación de Aves Acuáticas de Norteamérica (Kushlan *et al.*, 2002) algunas especies como la Garza de Rizos, la Garza de Vientre Blanco y la Garza Azul están en una categoría denominada de Alta Preocupación, en la que se incluyen especies cuyas poblaciones se conoce que están declinando y que tienen, además, alguna amenaza conocida o potencial. Otras especies como la Sevilla, la Garza Rojiza y el Guanabá Real se encuentran en la categoría de preocupación moderada.

Áreas Protegidas

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) incluye un gran número de áreas costeras y de humedales importantes para la reproducción de las aves acuáticas. La mayoría de los sitios de cría de aves zancudas coloniales identificados se encuentran dentro de áreas pertenecientes a este sistema. En áreas declaradas Refugios de Fauna se encuentran por ejemplo: las colonias de la Ciénaga de Biramas (Refugio de Fauna Delta del Cauto), río Máximo y norte de cayo Sabinal (Refugio de Fauna Río Máximo), Bahía de Nuevitas (Refugio de Fauna cayo Ballenatos y Manglares de la Bahía de Nuevitas), entre otros.

Otras categorías internacionales de conservación acogen a muchas de estas áreas de nidificación de aves acuáticas, entre ellas son relevantes los humedales de importancia internacional (RAMSAR) como río Máximo, la Ciénaga de Biramas o los humedales del norte de Ciego de Ávila.

Programa de áreas de importancia para las aves

Las IBAs son sitios de Importancia Internacional para las aves amenazadas, con rangos de distribución restringida, las confinadas a hábitats específicos, y aquellas que se congregan en gran cantidad para su reproducción, migración, etcétera. El Programa de las IBAs iniciado por BirdLife en 1985, busca establecer una red mundial de áreas protegidas para la conservación de las aves y otras formas de vida silvestre. En Cuba se han comenzado los primeros pasos para el desarrollo del Programa de las IBAs, el cual formará parte a su vez de un Programa Regional para el Caribe y del Programa para las Américas. Dentro de este programa en Cuba ya se incluyen, en la primera propuesta de IBAs, varias áreas del Archipiélago Sabana-Camagüey, la Ciénaga de Biramas, la Ciénaga de Zapata y otras áreas importantes, entre otros factores, por las concentraciones de aves acuáticas que se establecen en ellas durante la migración y la reproducción y que son uno de los criterios establecidos para la identificación de estos sitios. O sea, las investigaciones sobre este grupo pueden tener implicaciones conservacionistas a corto y mediano plazo, por lo que deben ser priorizadas en todas las áreas, protegidas o no, que contengan sistemas de humedales regional o nacionalmente importantes.

***Abstract.** The authors show the results of carried out studies about the ecology of the colonial waterbirds associated to the mangroves and coastal lagoons, emphasizing aspects of their reproduction in the Biramas Swamp and Sabana-Camagüey archipelago. The results obtained until now provide a reference mark for future studies and besides they have put in evidence the imperious necessity to extend these works to other wetland ecosystems of our country.*

Referencias

- Acosta, M. (1998): «Segregación del nicho en la comunidad de aves acuáticas del agroecosistema arrocero en Cuba» [inédito], tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad de La Habana, La Habana, 110 pp.
- Acosta, M., L. Mugica y P. Martínez (1990a): Segregación del subnicho trófico en seis especies de Ciconiiformes, *Cien. Biol.*, 23: 68-81.
- Acosta, M.; L. Mugica; O. Torres y Y. Abad (1990b): Alimentación de *Bubulcus ibis ibis* (Linneo) (Aves: Ardeidae) en la provincia de Pinar del Río. *Cien. Biol.*, 23: 82-91.
- Arendt, W. J. y A. I. Arendt (1988): Aspects of the breeding biology of the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) in Monserrat, West Indies, and its impact on nest vegetation. *Colonial Waterbirds*, 11(1): 72-84.
- Balat, F. y H. González (1982): Concrete data on breeding Cuban birds. *Acta Sci. Nat. Brno.*, 16(8): 1-46.
- Bancroft, G. T.; A. M. Strong; R. J. Sawicki; W. Hoffman y S. D. Jewell (1994): Relationship among wading bird foraging patterns, colony locations and hydrology in the everglades. En *Everglades: the ecosystem and its restoration* (S. Davis y J. Ogden, ed.).
- Baxter, G. S. y P. G. Fairweather (1994): Phosphorus and nitrogen in wetlands with and without egret colonies. *Australian Journal of Ecology*, 19: 409-416.
- Baxter, G. S. (1996): Provision of supplementary nest material to colonial egrets. *Emu.*, 96(3): 145-150.
- Beovides, K. y D. Denis [en prensa]: Ecología reproductiva de dos especies simpátricas del género *Egretta* (Aves: Ardeidae) en la ciénaga de Biramas, Granma, Cuba. *Biología*.
- Birdlife Internacional (2004): Threatened birds of the World. Barcelona and Cambridge, UK: Lynx Editions and Birdlife International, 1 000 pp.
- Burger, J. (1978): The patterns and mechanism of nesting in mixed species heronries. En *Wading birds* (Sprunt, et al.), Natl. Audub. Soc. Res. Dep., Rep. no.7, pp: 45-68.
- Burger, J. (1979): Resource partitioning: nest site selection in mixed colonies of herons, egrets, and ibises. *American Midland Naturalist.*, 101(1):191-210.
- Burger, J. y M. Gochfeld (1990): Vertical nest stratification in a herony in Madagascar, *Colonial Waterbirds*, 13(2): 143-146.
- Carney, K. M. y W. J. Syderman. (1999): A review of human disturbance effect on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds*, 22(1): 68-79.
- Custer, T. W. y R. G. Osborne (1977): Wading birds as biological indicators. 1975 Colony survey. *Special Scientific Report*, no. 206, 255 pp.
- Custer, T. W. et al. (1991): Herons and egrets as proposed indicators of estuarine contamination in the United States. *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici.*, 20: 2 474-2 479.
- Darling, F. F. (1938): *Birds flocks and the breeding cycle*. Cambridge Univ. Press, London.
- Denis, D. (2003): Dinámica metapoblacional en las colonias de garzas (Aves: Ardeidae) de la ciénaga de Biramas, Cuba, *Journal of Caribbean Ornithology*, 16 (1): 35-44.
- Denis, D. (2002): «Ecología reproductiva de siete especies de Ciconiiformes cubanos en la Ciénaga de Biramas, Cuba» [inédito], tesis en opción al grado de Doctor en Ciencias Biológicas, La Habana, 160 pp.
- Denis, D.; A. Rodríguez, P. Rodríguez y A. Jiménez (2003): Reproducción de la Garza Ganadera (*Bubulcus ibis*) en la Ciénaga de Biramas, Cuba, *Journal of Caribbean Ornithology*, 16 (1): 45-54.
- Denis, D. et al. (2003): Las Zancudas. En *Aves de Cuba* (H. González, ed.), UPC Print, Vaasa, Finland, pp. 112-127.
- Denis, D.; P. Rodríguez; A. Rodríguez; A. Jiménez y J. L. Ponce de León (2003): Segregación espacio-temporal en varias colonias de garzas (Aves:Ardeidae) en la Ciénaga de Biramas, Cuba. En *Humedales de Iberoamérica* (J. J. Neiff, ed.), CYTED.
- Denis, D.; P. Rodríguez; A. Rodríguez y L. Torrella [en prensa]: Efecto del disturbio humano sobre la reproducción en tres especies de garzas (Aves: Ardeidae). *Journal of Caribbean Ornithology*.
- Denis, D.; L. Mugica; A. Rodríguez; M. Acosta y O. Labrada [en prensa]: Listado de aves de la Ciénaga de Biramas, Cuba. *Biología*.
- Denis, D.; L. Mugica; M. Acosta y L. Torrella (1999a): Algunos aspectos sobre la Ecología reproductiva del Aguaitacaimán *Butorides virescens* en la Ciénaga de Biramas, Cuba. *Biología*, 13(2): 117-124.
- (1999b): Nuevos reportes sobre la época reproductiva de aves acuáticas coloniales en Cuba. *El Pitirre*, 12(1): 7-9.
- Denis, D.; P. Rodríguez; A. Rodríguez y L. Torrella (2001): Ecología reproductiva de 3 especies de la familia Ardeidae. *Biología*, 15(1): 27-36.
- Draulans, D. (1988): The importance of heronies for mate attraction. *Ardea*, 76: 187-192.
- Dusi, J. L. y R. D. Dusi (1987): A thirty-four-year summary of the status of heron colony sites in the coastal plain of Alabama, USA. *Colonial Waterbirds*, 10(1):27-37
- Ehrlich, P. R.; D. S. Dobkin y D. Wheye (1988): *The Birder's handbook*. Simon & Schuster, New York, 785 pp.
- Fasola, M. y R. Alieri (1992): Nest site characteristics in relation to body size in Herons in Italy. *Colonial Waterbirds*, 15(2): 185-191.

- Forbes, L. S. (1989): Coloniality in herons: Lack's predation hypothesis reconsidered. *Colonial Waterbirds*, 12: 24-29.
- Frederick, P. C. (1997): Tricolored Heron. *The Birds of North America*, no. 306, 28 pp.
- Frederick, P. C. y K. L. Bildstein (1996): Conservation of large, nomadic populations of White Ibises (*Eudocimus albus*) in the United States. *Conserv. Biol.*, 10(1): 203-216.
- Frederick, P. C. y M. W. Collopy (1989): Nesting success of five ciconiiformes species in relation to water conditions in the Florida Everglades. *Auk*, 106(4): 625-634.
- García, M. E. et al. (1989): Datos sobre la nidificación de *Pelecanus occidentalis*, *Phalacrocorax auritus* y *Nycticorax nycticorax* (Aves: Pelecanidae, Phalacrocoracidae, Ardeidae) en Cayos Sevilla, Cuba. *Cien. Biol.*, no. 21-22, pp. 179-182.
- Gill, F. B. (1990): *Ornithology*. Freeman and Company, New York, 598 pp.
- Gundlach, J. C. (1893): *Ornitología cubana. Catálogo descriptivo de todas las especies de aves tanto indígenas como de paso anual o accidental observadas en 53 años*. Archivos de la Policlínica, La Habana, (328).
- Hancock, J. A.; y J. A. Kushlan (1984): *The heron handbook*. Harper and Row, New York, 288 pp.
- Harrison, H. H. (1975): *A field guide to the Bird's nests, United States east of the Mississippi River*. Houghton Mifflin Company, Boston, 257 pp.
- Kerns, J. M. y J. F. Howe (1967): Factors determining Great Blue Heron rookery movement. *Journal of the Minnesota Acad. Sci.*, 34: 80-83.
- Kushlan, J. A. (1978): Feeding ecology of wading birds. En *Wading Birds* (A. Sprunt, IV; J.C. Ogden y S. Winckler, eds.), New York, 249-296 pp.
- Kushlan, J. A. (1993): Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. *Colonial Waterbirds*, 16: 223-251.
- Kushlan, J. A. y H. Hafner (2000): *Heron Conservation*. Academic Press, 480 pp.
- Kushlan, J. A. y P. C. Frohring (1986): The history of the Southern Florida Wood Stork population. *Wilson Bulletin*, 98: 368-386.
- Kushlan, J. A. et al. (2002): *Waterbirds Conservation for the Americas: The North American Waterbird Conservation Plan, Version I*. Waterbird Conservation for the Americas, Washington, DC., 78 pp.
- Lack, D. (1968): *Ecological adaptation for breeding in birds*. Chapman and Hall, Ltd., London, 312 pp.
- Lowe-McConnell, R. H. (1967): Biology of the immigrant Cattle Egret *Ardeola ibis* in Guyana, South America. *Ibis*, 109(2):168-179.
- McCrimmon Jr, D. A. (1978): Nest site characteristics among five species of herons on the north Carolina coast, *Auk*, 95: 267-280.
- Morales, G. y J. Pacheco (1986): Effects of diking of a Venezuelan savanna on avian habitat, on species diversity, energy flow, and mineral flow through wading birds, *Colonial Waterbirds*, 9(2): 236-242.
- Palmer, R. S. (1962): *Handbook of North American birds. I: Loons through Flamingos*. Yale Univ. Press, New Haven, Connecticut, 233 pp.
- Ponce de León, J. L. (2003): *Patrones de variación del grosor de la cáscara en siete especies de Ciconiiformes cubanos* [inédito], tesis de Diploma, Facultad de Biología, Universidad de La Habana, La Habana.
- Raffaele, H.; J. Wiley; O. Garrido; A. Keith y J. Raffaele (1998): *A guide to the birds of the West Indies*. Princeton Univ. Press., Princeton, New Jersey, 511 pp.
- Rodgers, J. A. (1987): On the antipreator advantages of coloniality: a word of caution. *Wilson Bull.*, 99(2): 269-271.
- Rodríguez, P.; D. Rodríguez; E. Pérez (2003): Distribución y composición de las colonias de nidificación de aves acuáticas en el Archipiélago Sabana-Camagüey. *Memorias del VI Simposio de Botánica*.
- Rodríguez, P.; A. Hernández y E. Pérez [en prensa]: Datos sobre las colonias de nidificación de Ciconiiformes (Aves) en el archipiélago de Camagüey, Cuba. *Journal of Caribbean Ornithology*.
- Siegfried, W. R. (1971): The nest of the Cattle Egret. *Ostrich.*, 42(3):193-197.
- Sieguel-Causey, D. y S. P. Kharitonov (1990): The evolution of coloniality. *Current Ornithology*, 7: 285-330.
- Slagsvold, T. (1982): Clutch size, nest site, and hatching asynchrony in birds: experiments with the Fieldfare (*Turdus pilaris*). *Ecology*, 63: 1 389-1 399.
- Telfair, R. C. (1987): *The Cattle Egret: A Texas focus and world view*. Texas Agricultural Experiment Station, College Klenberg, Studies in Natural Resources, 144 pp.
- Valdés, V. (1984): Datos de nidificación sobre las aves que crían en Cuba. *Poeyana*, 282: 1-10.
- Vales, M. et al. (1998): *Estudio Nacional sobre la diversidad biológica en la República de Cuba*. CESYTA, Madrid, 480 pp.
- Van Vessen, J. y D. Draulans (1986): The adaptive significance of colonial breeding in the Grey Heron (*Ardea cinerea*) inter- and intra-colony variability in breeding. *Ornis Scandinavica*, 17: 356-362.
- Ward, P. y A. Zahavi (1973): The importance of certain assemblages of birds as «information centres» for finding food. *Ibis*, 115: 517-534.
- Werschkul, D. F. (1977): Changes in a southeastern heronry. *Oriole*, 42: 5-10.

Importancia del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) para la conservación de las jutías (Rodentia: Capromyidae)

Rafael Borroto-Páez y Carlos A. Mancina

Introducción

Los manglares son bosques perennifolios de amplia distribución tropical, formados por asociaciones de varias especies, donde predomina el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), pero son importantes también el mangle prieto (*Avicennia germinans*), la yana (*Conocarpus erectus*) y el patabán (*Laguncularia racemosa*). En Cuba los manglares tienen una extensión aproximada de 532 000 ha, lo que representa 4,8 % del territorio nacional (Menéndez y Priego, 1994). Estos son sitios de refugios y cría de numerosas especies de animales, Khan (1986) reporta 400 vertebrados en manglares de Bangladesh, de los cuales 49 son mamíferos. En Cuba, estos son hábitats importantes para numerosas especies de aves, reptiles, mamíferos e importantes zonas de crecimiento y alimentación de peces e invertebrados marinos. Los mangles representan hábitats claves para la conservación de números vertebrados cubanos entre los que se destacan: el cocodrilo cubano (*Crocodylus rhombifer*), el Canario de Manglar (*Dendroica petechia*), alrededor de 30 aves acuáticas, el manatí (*Trichechus manatus*), así como 6 especies de roedores, comúnmente llamados jutías.

Las jutías son roedores que pertenecen a la familia Capromyidae, que presenta una distribución limitada a algunas islas de las Antillas. En Cuba los caprómidos se encuentran representados por 10 especies endémicas. Dentro de las jutías cubanas existen tres especies, *Capromys pilorides*, *Mysateles prehensilis* y *Mesocapromys melanurus*, que presentan la mayor abundancia y distribución dentro de la isla (Borroto, 2002). Sin embargo, existen poblaciones, subespecies y especies que desarrollan toda su vida en bosques de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el que constituye su único alimento y del que comen las hojas y la corteza de raíces y tallos, así como también representa el único sustrato, refugio y sitio para la reproducción; algunas de estas especies con una única población en un áreas de distribución muy reducidas. Todo esto le confiere gran importancia a los mangles para la conservación de estas poblaciones.

Relación mangle-jutía

En la tabla 1 se muestran los taxones de jutías, el grado de dependencia que tienen con los ecosistemas de manglares y la categoría de amenaza según la UICN (2000). La mayoría de las

especies con altos grados de amenazas (CR con sus variantes), presentan total o alta dependencia al mangle. Teniendo en cuenta esta situación cualquier modificación de este hábitat representa un factor crítico para la supervivencia de varias especies y subespecies de jutías, algunas de las cuales se consideran entre los mamíferos de distribución más restringida en el mundo y con mayor peligro de extinción.

Tabla 1. Especies de jutías, grado de dependencia del mangle y su categoría de conservación según IUCN. +++++, total dependencia; +++, alta dependencia; ++, dependencia media (algunas poblaciones están relacionadas con el mangle y otras no); +, baja dependencia (sólo se reportan casos aislados); -, no dependen del mangle

Especie	Categoría IUCN	Dependencia del mangle*
<i>Capromys</i> sp.	CR	++
<i>Capromys pilorides (sensu lato)</i>	No amenazada	++
<i>Capromys p. pilorides</i>	No amenazada	++
<i>Capromys p. relictus</i>	CR	+++
<i>Capromys p. cipriani</i>	No amenazada	++
<i>Capromys p. gundlachianus</i>	No amenazada	+++
<i>Capromys p. docelegnas</i>	No amenazada	+++
<i>Capromys pilorides ssp.</i>	CR	+++
<i>Mesocapromys auritus</i>	CR B1+2ce	+++
<i>Mesocapromys saufelipensis</i>	CR C2b	++
<i>Mesocapromys angelcabrerai</i>	CR B1+2ce	++++
<i>Mesocapromys nanus</i>	CR B1+2de	++++
<i>Mysateles garridoi</i>	CR D	+++
<i>Mysateles meridionalis</i>	CR	+
<i>Mysateles prehensilis prehensilis</i>	No amenazada	-
<i>Mysateles prehensilis gundlachi</i>	CR	+
<i>Mysateles melanurus</i>	VU	-

* Para criterio de dependencia ver explicación en el texto.

La figura 1 muestra la distribución de las especies y subespecies de jutías, así como la distribución de los manglares en el Archipiélago Cubano, como se observa, existe gran solapamiento entre la distribución de ambos. La región oriental de Cuba, con escasas extensiones de mangle, presenta también pocos taxones de jutías. La Ciénaga de Zapata, al sur de Cuba, es el mayor humedal de la región de las Antillas, una importante extensión de manglares y es la única zona geográfica donde han coexistido, al menos hasta en tiempos recientes, los tres géneros de capromidos vivos: *Capromys*, *Mysateles* y *Mesocapromys*, por lo que representa un área de importancia para la conservación de las jutías en las Antillas.

Los bosques de manglares representan zonas críticas para la supervivencia de al menos cinco capromidos cubanos. Las jutías son de los pocos mamíferos que dependen directamente de los manglares (Tabla 1). *Geocapromys ingrahami* de las Bahamas, es otra de las especies antillanas que presenta una distribución muy restringida con algún grado de utilización del mangle como recurso (Jordan, 1989).

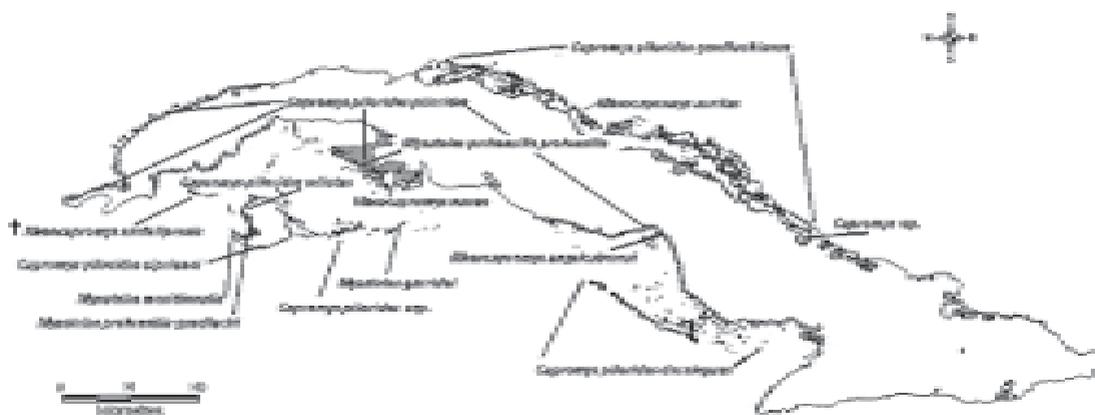


Fig. 1. Distribución de poblaciones de jutías (Rodentia: Capromyidae) en zonas de bosques de mangles (*Rhizophora mangle*) en el Archipiélago Cubano. Las principales áreas de manglar se encuentran sombreadas.

Especies de jutía y su relación con los bosques de mangle

Capromys

Capromys pilorides (jutía conga, cuban hutia) presenta una amplia distribución por toda la Isla, es la especie de mayor talla y peso (4 kg), la más abundante y de mayor plasticidad ecológica, por la amplitud en la utilización de hábitat como diferentes tipos de bosques, mangles, zonas de matorral, etcétera.; es una especie tanto de hábitos arborícolas como terrestre, pudiendo ser muy abundante en áreas con afloramientos cársicos (Borroto, 2002). *Capromys pilorides* presenta poblaciones en los bosques de mangles más importantes del Archipiélago Cubano, con alta coincidencia en la distribución de los mangles y de esta especie (Fig. 1), y alcanza altas densidades; Comas & Berovides (1990) y Berovides & Comas (1997a, 1997b) reportan más de 150 individuos/ha como promedio en manglares del Archipiélago Jardines de la Reina. Estas poblaciones exclusivas de bosques de mangle rojo se alimentan de las hojas preferiblemente tiernas, pueden lo mismo arrancarlas de las ramas y llevárselas a la boca, que comérselas directamente sin desprenderlas de las ramas, que previamente han tomado y acercado; es característico que consuman las hojas de forma irregular y no completamente hasta el pecíolo. La corteza de ramas y raíces del mangle es roída de forma transversal, con más frecuencia en ramas de menor grosor, cerca de los extremos y en las intersecciones de dos ramas, donde pueden adoptar una posición idónea y más segura para roer.

Algunas de estas poblaciones de jutías congas en manglares se consideran como subespecies. Las subespecies *Capromys pilorides doceleguas* del Archipiélago Jardines de la Reina y *C. p. gundlachianus* del Archipiélago Sabana-Camagüey son poblaciones que se alimentan casi exclusivamente de mangle rojo; en cayos mayores, con vegetación más diversa, comen mangle prieto (*Avicennia germinans*), yana (*Conocarpus erectus*) y patabán (*Laguncularia racemosa*). Ambas subespecies presentan poblaciones abundantes en algunos cayos de estos archipiélagos.

C. p. relictus del norte de la Isla de la Juventud es la subespecie de menor talla, con una situación más crítica en cuanto a su abundancia y distribución. Actualmente tiene un hábitat

confinado sobre todo a la zona costera de la parte noroeste, donde es muy escasa; en este tipo de hábitat sólo se alimentan de mangle rojo (Borroto *et al.*, 1992). La población de *C. pilorides* ssp. de cayo Campo, en el Archipiélago de los Canarreos al sur de Cuba se considera autóctona de este cayo (teniendo en cuenta la gran cantidad de introducciones que se han realizado en muchos cayos del Archipiélago Cubano), habita la zona de mangle y es muy escasa.

Otras dos subespecies no son tan dependientes del manglar, al ocupar estos hábitats sólo en puntos de su distribución. Son los casos de *Capromys pilorides ciprianoi* del sur de la Isla de la Juventud, que habita principalmente bosques con zonas cársicas, pero en el extremo suroeste, en las costa de la Ensenada de la Siguaná, ocupa zonas de mangle rojo. *Capromys pilorides pilorides* es la subespecie referida a la Isla de Cuba y pueden encontrarse poblaciones importantes en zonas costeras de mangles, incluyendo algunos cayos donde ha sido introducida.

Capromys sp. de cayo Ballenato del Medio, bahía de Nuevitás, Camagüey, aunque con posibilidad de ampliar su distribución a cayo Sabinal. Su morfología es semejante a *Capromys pilorides* pero la divergencia molecular sugiere la posibilidad de que sea un nuevo taxón (Borroto, 2002). Es escasa y en algunas zonas de su distribución existen bosques de mangle.

En marzo del 2004, se realizó una expedición a algunos cayos al sur de la Ciénaga de Zapata. En los cayos Diego Pérez y Macío se realizaron trampeos, transeptos y observaciones con el objetivo de determinar el estado de poblaciones de jutías en zonas de mangles afectadas por causas desconocidas. Se determinó que estas poblaciones son muy abundantes, a pesar de las afectaciones en los mangles. Cinco de los individuos capturados presentaban una talla mucho menor que la esperada para individuos adultos referidos a *Capromys pilorides pilorides* aunque morfológicamente semejantes. Las muestras de tejido colectadas serán estudiadas para determinar si, molecularmente, esta variación en talla representa divergencia de carácter taxonómico.

Uno de los factores que más afectan a las poblaciones de jutías congas (*Capromys pilorides*) en los manglares de zonas costeras y cayos, es la caza furtiva por parte de los pescadores, para el consumo de su carne. Además, las especies introducidas de mamíferos pueden depredar y competir con las jutías. Hay afectaciones de perros jíbaros en los cayos al norte de Varadero (cayo Blanco y cayos aledaños), donde han exterminado casi en su totalidad las poblaciones de jutías. La rata negra (*Rattus rattus*) es una plaga en muchos cayos, que alcanza altas densidades. Aunque hay interacciones entre las ratas y las jutías en cayos de mangles, es posible que no compitan por el alimento. Sin embargo, la presencia de ratas resulta una perturbación, ya que puede competir por el espacio y es un posible vector de enfermedades.

Mesocapromys para estas especies el mangle constituye un recurso importante como hábitat y alimento, especialmente el mangle rojo, del que consumen todas sus partes vegetales y lo utilizan para la construcción de los nidos en forma de empalizadas de ramas y hojas entre las raíces. Son las especies de caprómidos de menor talla y peso (amplitud de 340 a 800 g en adultos); su cola se considera prensil y se apoyan de ella para realizar sus movimientos entre las ramas (Borroto, 2002).

Mesocapromys auritus (jutía rata, large-eared hutia) presentan un peso promedio de 632,8 g (Borroto, 2002). Exclusiva de cayo Fragoso, Archipiélago de Sabana. Sus nidos se encuentran distribuidos por todo el cayo, aunque la mayor concentración se encuentra en la zona de los canales en la parte central. La especie ha sido introducida en años recientes en cayos aledaños a su localidad tipo (Manójjina *et al.*, 1994). En cayo Fragoso la vegetación dominante es el bosque de mangles rojo, que esta pequeña jutía emplea en la construcción de los nidos y como principal alimento, por lo que su conservación está muy relacionada con la preservación del manglar. Se han encontrado huellas de roeduras en el patabán (*Laguncularia racemosa*) y

mucho menos frecuente en el mangle prieto (*Avicennia germinans*). Esta especie es una de las más amenazadas del Archipiélago Cubano (Manójjina, 1996) y se considera en peligro crítico (CR B1+2ce) según la IUCN (2000). En este cayo también coexiste la jutía conga (*Capromys pilorides*) y pudiera ser un competidor por el alimento y el espacio. La rata negra es muy abundante en el cayo y resulta una amenaza para esta especie.

Las Mesocapromys angelcabrerai (conguino, Cabrera's hutia) presentan un peso promedio de 483 g y es la más pequeña del género (Borroto, 2002). Se encuentra sólo al sur de la provincia de Ciego de Ávila, en el microarchipiélago conocido con el nombre de cayos de Ana María y en algunos de los cayos de mangles, conocidos como cayo Salinas (Camacho *et al.*, 1994) presenta una total dependencia del mangle rojo, *Rhizophora mangle*, para su alimentación. Tienen una forma muy peculiar de comer las hojas de mangle, dejando la nervadura central; en el caso de los tallos, son desprovistos de la corteza completamente. Los nidos se reponen constantemente con ramas verdes y presentan numerosas hojas y tallos roídos; también se observaron hojas y tallos roídos sin desprender de las ramas. Se encuentra entre las especies en peligro crítico (CR b1+2ce) del Archipiélago Cubano (Borroto *et al.*, 1998).

Mesocapromys sanfelipensis (jutiíta de la tierra, little earth hutia), exclusiva de los cayos Juan García y Real, perteneciente a los cayos de San Felipe. Considerada en peligro crítico (CR C2b) (Ramos *et al.*, 1998), es una de las jutías cubanas más raras. Desde hace varios años no se han observado individuos y se considera extinguida (Frías *et al.*, 1988). A pesar de conocerse poco sobre su biología, al perecer depende menos del mangle que las anteriores, aunque éste pudiera significar un elemento importante en su dieta y refugio.

En febrero y abril del año 2004 se visitaron los cayos Real y Sijú para verificar la existencia de esta especie de jutía. Se realizaron transeptos para buscar excrementos u otras evidencias; en cayo Real se revisó un nido de lechuzas (*Tyto alba*) con el objetivo de encontrar posibles restos óseos. No se encontró ninguna evidencia de la presencia de esta especie. Por el contrario se observó una densa población de *Rattus rattus*; además, Garrido (1973) reporta gatos silvestres para cayo Real. Ambas especies invasoras pueden haber contribuido a la extinción de esta pequeña jutía.

Mesocapromys nanus (jutía enana, Dwarf hutia), en un pasado esta pequeña jutía tuvo una amplia distribución, demostrada por los registro fósiles (Peterson, 1917). En la actualidad se encuentra confinada en la Ciénaga de Zapata, donde habitan los llamados cayos de monte que soportan entre otros tipos de vegetación, la hierba de cortadera y bosques de mangles (Varona, 1974). No se han observado individuos en los últimos 70 años. Considerada como en peligro crítico (CR B1+2de) por la IUCN (2000).

Uno de los factores que afecta a las poblaciones de las especies de *Mesocapromys* es la distribución restringida y la vulnerabilidad del mangle como ecosistema. Las especies introducidas (e.g., *Rattus rattus*) y la caza también son elementos que afectan a estas especies.

Mysateles, son las especies de talla mediana, de mayor capacidad para trepar y con la cola prensil, el peso oscila entre 1 000 y 2 800 g y tienen preferencia por los hábitats de bosques (Borroto, 2002). Excepto *M. garridoi*, las especies del género están restringidas a la Isla de Cuba y la Isla de la Juventud.

Mysateles garridoi (Garrido's hutia) especie muy rara conocida sólo por un individuo encontrado en cayo Majá, junto al extremo noroccidental de Cayo Largo, Archipiélago de los Canarreos al sur de Cuba (Varona, 1970). Esta es una zona de mangle rojo que pudiera constituir el sustrato, refugio y alimentación de esta rara especie. Evaluada como en peligro crítico (CR D) por la IUCN (2000).

Excepto *Mysateles garridoi*, de escasa información disponible, las especies del género *Mysateles* no dependen del mangle como los otros dos géneros. *Mysateles melanurus* (juta andaraz) morfológicamente semejante a *Mysatales*, pero los resultados de los análisis de secuencia de nucleótidos del gen citocromo b, contradicen esta posición taxonómica (Borroto, 2002). Es la especie que tiene más independencia del mangle, no hay reportes de esta especie viviendo en zonas de mangle. Su distribución es exclusiva de zonas montañosas de la parte oriental de Cuba. Los individuos observados de *Mysteles meridionalis* y *Mysateles prehensilis gundlachi* viviendo en mangles (rojo y prieto) son individuos aislados y desplazados; posiblemente utilizan el mangle como recurso alternativo ante la destrucción de su hábitat.

Adaptaciones a la vida en el mangle

Los caprómidos presentan adaptaciones anatómicas y fisiológicas que les permiten vivir en condiciones de extremo déficit de agua; así como tener una dieta basada exclusivamente en mangle rojo (*Rhizophora mangle*). El mangle rojo es el recurso más utilizado por los caprómidos, ya que es utilizada por todas las subespecies de *C. pilorides* y otras cuatro especies cubanas. Una gran cantidad de especies de plantas son utilizadas como alimento por los caprómidos (Borroto y Woods, en prensa).

En los cayos de mangle sin tierra firme el agua disponible es escasa. Los roedores caprómidos tienen un metabolismo del agua característico que les permiten su máximo aprovechamiento en el organismo. Esto ha sido corroborado en cinco especies de jutías de los tres géneros cubanos, donde se han observado que anatómicamente los riñones tienen una corteza muy amplia en relación con la médula renal (datos inéditos), lo que significa grandes asas de Henle que favorecen el proceso de retención del agua (Beuchat, 1999). Comparando poblaciones de *Capromys pilorides* en hábitats secos y húmedos se evidencia que las poblaciones de las zonas secas presentan un mayor desarrollo de la corteza del riñón. Es conocido que los caprómidos producen una orina muy concentrada (Clough, 1972; Woods y Otenwalder, 1992), para remediar la escasez de este recurso.

Existen otras características particulares de los caprómidos que pudieran considerarse adaptaciones a la vida en los manglares. El estómago de los caprómidos puede o no presentar constricciones, cuando están presentes subdividen al estómago en dos o tres cavidades. El estómago de *Capromys* presenta dos constricciones que lo dividen en tres compartimientos; Nowak (1999), considera esta característica para catalogar el estómago de *Capromys* como uno de los más complejos dentro del orden Rodentia. Por otra parte, el hígado multilobulado en *Capromys*, es una adaptación que no se conoce su significado, que pudiera estar relacionada también con una dieta altamente especializada.

En la tabla 2 se resumen algunas de las diferencias encontradas al comparar poblaciones de jutías que viven en bosques de mangles con aquellas de otros tipos de bosques. En general, las poblaciones de *Capromys pilorides* de manglares presentan una disminución corporal y un mayor aprovechamiento del agua, que pudieran ser adaptaciones a la vida en este tipo de ecosistema. Desde el punto de vista estructural los manglares son menos complejos que los bosques siempreverdes y semidecuidos, al mismo tiempo que presentan una menor diversidad de recursos tróficos. Lo anterior pudiera influir en los menores valores de volumen craneal observado en algunas poblaciones de jutías asociadas a bosques de mangle.

Otro aspecto importante en las adaptaciones de estas especies es la baja tasa metabólica de algunas de los caprómidos en los que se ha determinado. *Capromys pilorides* presenta la

Tabla 2. Comparación de algunas características morfoanatómicas en poblaciones de *Capromys pilorides* de hábitats de mangles y bosques

Poblaciones de bosques de mangles	Poblaciones de otros tipos de bosques
Masa y tallas menores	Masa y tallas mayores
Menor índice de robustez*	Mayor índice de robustez
Menor volumen craneal	Mayor volumen craneal
Mayor índice medula / corteza	Menor índice medula / corteza renal
Orina más concentrada	Orina menos concentrada

* Índice de Robustez = Masa / Longitud cabeza-tronco³.

menor tasa metabólica basal entre roedores "caviomorfos", y esto se ha asociado a su evolución en islas con recursos limitados (Arends & McNab, 2001).

La estabilidad de ecosistemas de manglares es imprescindible para la conservación de las jutías cubanas. Sin embargo, el conocimiento sobre el papel ecológico de las jutías en estos ecosistemas es extremadamente limitado y especulativo. Se desconoce la función que tiene la materia vegetal desprendida por el consumo de hojas y cortezas, de cortes de ramas para la construcción de nidos, el cambio de topología producto de estas actividades, el papel de los excrementos en el reciclaje de nutrientes, etcétera. Las investigaciones en los ecosistemas de manglares requieren de un entendimiento holístico, donde las investigaciones de la fauna asociada deben ser integradas.

Abstract. *The authors given Information about the importance of the net mangrove (Rhizophora mangle) for the conservation of 10 hutias species (Rodentia: Capromyidae). Except three species, most of the capromyids plots highly threatened. To narrow relationship between the mangrove forest and the hutias exists since they share the same geographical distributions. Most of the populations and species use the resource mangrove ace food, substrate and reproduction site, some it plots highly dependent on this resource, showing adaptations to this habitat. Some Cuban capromyids present their distribution extremely restricted to small mangrove keys, conferring importance to the mangrove ecosystems for their conservation.*

Referencias

- Arends, A.; y B. K. McNab (2001): The comparative energetics of «caviomorph» rodents. *Comparative Biochemical and Physiology*, 130(1):105-122.
- Berovides, V. y A. Comas (1997a): Densidad y productividad de la jutía conga (*Capromys pilorides*) en manglares cubanos. *Caribbean Journal of Science*, 33 (1-2): 121-123.
- (1997b): Abundancia de la jutía conga *Capromys pilorides* (Rodentia, Capromyidae) en varios hábitats de Cuba. *Revista Biología*, 11: 25-30.
- Beuchat, C. A. (1999): Structure and concentrating ability of the mammalian kidney: correlations with habitat. *American Journal Physiology* 269 (Regulatory Integrative Comp. Physiol.), R157-R179.
- Borroto, R. (2002): «Sistemática de las jutías vivientes de las Antillas (Rodentia: Capromyidae)» [inédito], tesis para el Grado de Doctor en Ciencias Biológicas, Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA, 100 pp. + 30 figuras, 16 tablas, 6 anexos.
- Borroto, R.; A. Camacho e I. Ramos (1992): Variation in three populations of *Capromys pilorides* (Rodentia: Capromyidae), and the description of a new subspecies from the south of Isle of Youth (Cuba). *Miscellanea zoologica hungarica*, 7: 87-99.
- Borroto, R.; I. Ramos; C. A. Mancipa y J. Fernández (1998): Hoja de Datos de taxón para *Mesocapromys angelcabrerai*.

- En *Report of Conservation Assessment and Management Plan Workshop for Selected Cuban Species* (E. Pérez, E. Osa y Matamoros, y U. S. Seal, eds.), SSC/IUCN Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, pp. 61-67.
- Borroto, R. y C. A. Woods [en prensa]: Food habitat in capromyid rodents. En *Contribution on Terrestrial Mammals of the West Indies*, (R. Borroto y C. A. Woods, eds.).
- Camacho, A.; R. Borroto e I. Ramos (1994): *Mesocapromys angelcabrerai* (Varona, 1979), pequeña jutía endémica de Cuba (Rodentia: Capromyidae). *Ciencias Biológicas*, 26: 1-12.
- Clough, G. C. (1972): Biology of the Bahamian hutia, *Geocapromys ingrahami*. *Journal of Mammalogy*, 53: 807-823.
- Comas, A. y V. Berovides (1990): Densidad de la jutía conga (*Capromys pilorides*) en cayos del grupo insular Jardines de la Reina, Cuba. *Revista Biología*, 4 (1):15-20.
- Frías, A. I. et al. (1988): Situación actual de la jutiita de la tierra *Capromys sanfelipensis* (Rodentia, Mammalia). *Doñana, Acta Vertebrata*, 15(2): 252-254.
- Garrido, O. H. (1973): Anfibios, reptiles y aves de Cayo Real (Cayos de San Felipe), Cuba. *Poeyana*, 119: 1-50.
- IUCN (2000): Red List of Threatened Species. SSC Red List Programme, IUCN/SSC, Cambridge, UK.
- Jordan, K. C. (1989): «An ecology of the Bahamian hutia (*Geocapromys ingrahami*)». Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville, 187 pp.
- Khan, M. A. R. (1986): Wildlife in Bangladesh mangrove ecosystem. *Journal Bombay of Natural History*, 83: 32-48.
- Manójjina, N. (1996): Hoja de datos de taxon para *Capromys (Mesocapromys) auritus*. In *Report of Conservation Assessment and Management Plan Workshop for Selected Cuban Species* (E. Pérez, E. Osa, Y. Matamoros & U. S. Seal, eds.), Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, pp. 71-73.
- Manójjina, N.; A. González y A. Hernández (1994): Introducción de la jutía rata (*Capromys auritus*) en cayos aledaños a Cayo Fragoso. *Ciencias Biológicas*, 27: 174-175.
- Menéndez, L. y A. Priego (1994): Los manglares de Cuba: Ecología. En: *El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. (D. O. Suman, ed.), Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Universidad de Miami, pp 64-75.
- Nowak, R. M. (1999): *Walkers Mammals of the World*. The Johns Hopkins Univ. Press, Sixth Edition, 1 936 pp.
- Peterson, O. A. (1917): Report upon the fossil material collected in 1913 by the Messrs, Link in a cave in the Isle of Pines. *Annals of the Carnegie Museum of Natural History*, 11: 359-361.
- Ramos, I. et al. (1998): Hoja de Datos de taxon para *Mesocapromys sanfelipensis*. En *Report of Conservation Assessment and Management Plan Workshop for Selected Cuban Species* (E. Pérez, E. Osa, Y. Matamoros & U. S. Seal, eds.), SSC/IUCN Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, pp. 51-57.
- Varona, L. S. (1970): Descripción de una nueva especie de *Capromys* del Sur de Cuba (Rodentia: Caviomorpha). *Poeyana*. 74: 1-16.
- Varona, L. S. (1974): *Capromys nana*, la más pequeña de las jutías de Cuba (Rodentia: Capromyidae). *Torreia*, 34: 3-11.
- Woods, C. A. & J. A. Ottenwalder (1992): *The natural history of Southern Haiti*. Florida Museum of Natural History, Gainesville, Florida, 221 pp.

Aspectos de la relación planta-animal en los manglares

Leda Menéndez, José M. Guzmán y Rayner Núñez

Introducción

En las últimas décadas se han realizado diversas investigaciones relacionadas con el ecosistema de manglar en el archipiélago cubano en cuanto a su caracterización y funcionamiento que han aportado una valiosa información para su gestión (Menéndez *et al.*, 2003). Sin embargo, uno de los aspectos menos tratado, a pesar de su significado, lo constituye la relación planta-animal. La importancia de esta relación en el ecosistema de manglar se evidenció en nuestro país en la década de los años ochenta, a partir de la detección de la muerte masiva de extensas áreas de bosques de mangles de *Rhizophora mangle* en el Archipiélago de Sabana, al norte de la provincia de Matanzas y Villa Clara.

Al comienzo de los estudios realizados para dar respuesta a este fenómeno de mortalidad masiva de los bosques de *Rhizophora mangle* en el Archipiélago de Sabana se llevaron a cabo diversos muestreos y observaciones en las áreas de bosque muerto y afectado. Se encontró por primera vez una larva de lepidóptero taladradora de las raíces zancudas de los árboles de mangle rojo (tipo borer). Posteriormente se encontró la presencia de escolítidos (Orden Coleoptera) en los propágulos de mangle rojo. Otras evidencias de la relación de este tipo de vegetación y algunos componentes de la fauna fueron encontradas en los recorridos realizados por los bosques de mangles del Archipiélago Sabana-Camagüey, encaminados a evaluar su estado de salud.

Recoger la información obtenida en diversos sitios del archipiélago cubano vinculada con la relación planta-animal en bosques de mangles es el objetivo fundamental de este trabajo.

Insectos asociados a las raíces y propágulos de mangle

En la tabla 1 se muestran los resultados de los muestreos de las raíces de mangle rojo en 15 puntos seleccionados entre los más de 100 sitios muestreados en diferentes sitios del Archipiélago Cubano. En todos los casos se encontró la presencia de larvas de lepidóptero o huellas de que en algún momento estuvo en la raíz muestreada, sin embargo, se detectaron diferencias en cuanto al porcentaje de raíces afectadas en los diferentes sitios de muestreos. Este porcentaje de raíces afectadas por la presencia o huellas de larvas fue sensiblemente mayor en los sitios donde el bosque de manglar presentaba señales de afectaciones.

Tabla 1. Porcentaje de raíces afectadas por larvas de lepidóptero en 15 sitios de muestreos

	Sitio	(%) Raíces afectadas	Observaciones
1	Las Coloradas, Granma	40	Bosque de mangle con aspecto débil
2	Las Coloradas, Granma	25	Bosque de mangle con buen desarrollo
3	Las Coloradas, Granma	5	Bosque de mangle vigoroso
4	Las Casimbas, Granma	30	Bosque de mangle con buen desarrollo
5	Niquero, Granma	15	Bosque de mangle con buen desarrollo
6	Cabo Cruz, Granma	25	Bosque de mangle con buen desarrollo
7	Cabo Cruz, Granma	10	Bosque de mangle vigoroso
8	Belic, Granma	25	Bosque de mangle afectado por tala
9	Sur de Varadero, Matanzas	75	Bosque de mangle con aspecto débil
10	Sur de Varadero, Matanzas	60	Bosque de mangle con aspecto débil
11	Sur de cayo Esquivel	55	Bosque de mangle con aspecto débil
12	Sur de cayo Esquivel	95	Bosque de mangle con aspecto débil
13	Este de cayo Esquivel	10	Bosque de mangle vigoroso
14	Cayo Dromedario	60	Bosque de mangle con aspecto débil
15	Cayo Dromedario	80	Bosque de mangle con aspecto débil

En sitios con bosques de manglar vigorosos y con buena salud también se encontraron raíces con huellas de larvas, aunque en pequeños números. Estos resultados parecen sugerir una relación entre la intensidad de larvas de lepidóptero perforando raíces de mangle rojo y el estado de tensión del bosque que conllevan su debilitamiento.

La presencia del lepidóptero en las raíces de *R. mangle*, es sin duda un evento que data de mucho tiempo atrás, con un equilibrio entre el bosque de manglar con buena salud y las poblaciones de larvas. Este equilibrio se rompe cuando actúan sobre el bosque de mangle diferentes causas de tensiones o estrés que provocan su debilitamiento, posiblemente en ese momento se produce un aumento de las poblaciones de larvas como una causa secundaria. Lugo *et al.* (1980) señalaron que el aumento de la sensibilidad al ataque de insectos es una característica del manglar bajo tensión.

El elevado porcentaje de raíces de *R. mangle* afectadas por la presencia de larvas de lepidóptero encontrado en los cayos Esquivel y Dromedario, y el sur de Varadero, coincide con sitios donde el bosque de mangle presentaba signos evidentes de debilitamiento, con ramas que tenían abundantes hojas amarillentas y en algunos casos secas, copas ralas, árboles casi muertos y un aumento de la salinidad.

La polilla pone sus huevos en la superficie de las raíces zancudas de los árboles de *R. mangle*. Después de eclosionar, las larvas recién nacidas penetran por las lenticelas de la raíz, donde preparan una pequeña galería en el tejido aerífero que se encuentra de inmediato por debajo de la epidermis de la raíz. En esa zona la larva avanza poco longitudinalmente ya que en corta trayectoria se dirige hacia la zona del floema y el xilema, la cual atraviesa y llega al tejido medular. Dentro de ese tejido la larva pequeña avanza en fina galería, en dirección hacia el ápice de la raíz, y según avanza crece en longitud y grosor. De esta forma va haciéndose mayor la galería zigzagueante y la raíz continúa creciendo hasta fijarse al suelo, sumergida en la mayoría de los casos por debajo del nivel del agua. Aproximadamente en ese período la larva ya ha alcanzado mayor tamaño y comienza su retorno por la misma médula, amplía la galería y deja depositada sus excretas, las cuales tienen un color carmelita rojizo y un fuerte y peculiar olor.

Las zonas más antiguas de las galerías son encapsuladas por la planta con un tejido endurecido, lo que ha sido observado en diversos cortes de raíces. Las galerías abandonadas se rellenan con un tejido de color oscuro, casi negro en ocasiones, y en algunas plantas parece reabsorberse apareciendo zonas de crecimiento con un tejido que tiende a rellenar la cavidad. El agujero de salida también puede ser obturado, e incluso se observaron exuvias de pupas totalmente comprimidas por este tejido de relleno. Asociado a este hecho se observó un mayor engrosamiento de la raíz, sobre todo en la zona periférica, debajo de la epidermis, y en algunos casos se notó la emisión de nuevas raíces a partir de la afectada, lo que puede interpretarse como una respuesta de adaptación de la planta.

Las zonas donde se encuentra la larva se mantiene siempre limpia y recubierta de una seda fina segregada por la larva. En su ascenso llega hasta un nivel por encima de la altura alcanzada por la marea, donde prepara una cámara más ensanchada, la cual limpia y separa del resto de la galería con septos de seda tupida, y es allí donde se transforma en pupa. Previamente la larva excava un túnel hasta la zona periférica de la parte interior de la raíz, y deja un fino opérculo marcado en la epidermis de la raíz para facilitar la emersión del adulto. Este opérculo se encuentra por encima de la altura máxima de la marea en el sitio de observación, y estos agujeros pueden ser fácilmente vistos después de la salida de los adultos.

Esta larva taladra la médula de las raíces de mangle rojo, con un ciclo posiblemente anual, ya que las larvas pequeñas han sido colectadas a principios de año, y las de mayor tamaño se han observado en los meses finales del año. Fue posible colectar 6 polillas adultas, 3 hembras y 3 machos, las cuales han dejado un opérculo de emersión que en los machos midió 4 mm y en las hembras de 5 a 6 mm.

En dos ocasiones se observó, en condiciones de marea baja, debajo de raíces que aún no habían penetrado en el sustrato fangoso, aserrín fresco de color rojo intenso sobre dicho sustrato, y un material eliminado por las larvas en la construcción de las galerías.

En varias de las localidades muestreadas se observaron posibles controladores naturales de la larva del lepidóptero, como individuos de *Compsobracon regnatrix* (Hymenoptera: Braconidae), que con sus largos ovoposidores de unos 35 mm, atacaba a través de la raíz de *R. mangle*, las larvas de lepidóptero. Este insecto (Lepidoptera: Pyralidae) constituye posiblemente un nuevo taxa para la ciencia.

En los propágulos de *R. mangle* se observaron escolítidos (Coleoptera; Scolitidae) de la especie *Pytiophorus nr. regularia* Blackman, 1942. Estos escolítidos son perforadores de los propágulos, y se caracterizan por realizar un orificio muy pequeño que puede ser confundido con los puntos oscuros característicos de la epidermis de los propágulos. Estos pueden ser afectados desde etapas tempranas cuando todavía están unidos a la planta, de tal modo que al alcanzar la madurez y desprenderse del árbol madre, su supervivencia pudiera ser más baja y muchos podrían morir aún después de su implantación.

En el interior del propágulo se desarrolla la colonia con individuos adultos, juveniles y larvas. La zona atacada se vuelve muy quebradiza y frágil, fue posible partirlos con facilidad y observar las galerías interiores, por lo que la acción de estos insectos pudiera causar la inactivación de la viabilidad del propágulo.

Los resultados ofrecidos en la tabla 2 indican que las poblaciones de escolítidos en los propágulos de *R. mangle* son mayores en los meses de mayor pluviosidad, cuando los propágulos alcanza su mayor desarrollo y a la vez el número aumenta en los propágulos de los árboles más cercanos al mar. Se destaca la no presencia de propágulos en el área de Cayamas en los muestreos de diciembre y enero, solo se observaron frutos pequeños.

Tabla 2. Número de propágulos de *R. mangle* observados con escolítidos y sanos, en cuatro sitios de muestreo en diferentes épocas del año

Localidades	Fecha de muestreo	Número de propágulos	
		Sanos	Con escolítidos
Las Coloradas, Granma	Junio/1985	9	41
Las Coloradas, Granma	Octubre/1985	8	42
Las Coloradas, Granma	Diciembre/1985	42	8
Las Coloradas, Granma	Mayo/1986	29	21
Las Coloradas, Granma	Septiembre/1986	39	11
Cabo Cruz, Granma	Junio/1985	21	29
Cabo Cruz, Granma	Octubre/1985	43	7
Cabo Cruz, Granma	Diciembre/1985	45	5
Cabo Cruz, Granma	Mayo/1986	33	17
Cabo Cruz, Granma	Septiembre/1986	41	9
Majana, Habana	Agosto/1990	24	26
Majana, Habana	Septiembre/1990	29	21
Majana, Habana	Octubre/1990	21	29
Majana, Habana	Noviembre/1990	26	24
Majana, Habana	Diciembre/1990	29	21
Majana, Habana	Enero/1991	32	18
Majana, Habana	Mayo/1991	35	15
Cayama, Habana	Agosto/1990	50	0
Cayama, Habana	Septiembre/90	50	0
Cayama, Habana	Octubre/1990	48	2
Cayama, Habana	Noviembre/1990	40	10
Cayama, Habana	Diciembre/1990	Sin propágulos	
Cayama, Habana	Enero/1991	Sin propágulos	
Cayama, Habana	Mayo/1991	35	15

Se encontró la presencia de un Microlepidóptero que perforaba los propágulos (aún sobre las plantas), y que fue colectado además en propágulos ya fijados al sustrato, se observó en el orificio de salida la exuvia de la pupa con la mitad de su longitud hacia el exterior. Para *R. mangle* estaba reportada la presencia de una mariposa desfoliadora (*Phoecides pigmalion batabano*) y (*Leptopypha morrisoni*), una chinche de encaje (Herrera *et al.*, 1986).

En el Archipiélago Sabana-Camagüey, Menéndez *et al.* (2003) encontraron la presencia de un molusco alimentándose de las hojas de mangle rojo. En la desembocadura de los ríos se ha encontrado la presencia de la cochinilla acuática de *Sphaeroma terebrans* (Crustáceas: Isopóda Sphaeromidae), que realiza unas perforaciones en la zona terminal de las raíces jóvenes de mangle rojo cuando éstas entran en el agua y las destruyen totalmente. Fernández Milera *et al.* (2000) plantearon que esta especie posee el hábito de barrenar a diferentes especies de plantas que viven en el tercio inferior de los ríos; estos autores documentaron los daños causados a las raíces de mangle rojo en varios sitios del archipiélago cubano asociados a ríos o lagunas.

Conclusiones

- Se encontró una mariposa nocturna que desarrolla su estado larval en las raíces zancudas de *Rhizophora mangle*.

- Al parecer existe una relación entre la intensidad de larvas de lepidóptero perforando raíces de mangle rojo y el estado de tensión del bosque que conllevan su debilitamiento.
- En los propágulos de *R. mangle* se observaron escolítidos (Coleoptera; Scolitidae) de la especie *Pytiophorus nr. regularia* (Blackman, 1942), los que pueden provocar el debilitamiento de los mismos, influyendo en el proceso de regeneración natural.
- Las poblaciones de escolítidos en los propágulos de *R. mangle* son mayores en los meses de mayor pluviosidad, cuando los propágulos alcanzan su mayor desarrollo y a la vez el número aumenta en los propágulos de los árboles que se encuentran más cercanos al mar.

Abstract. *The massive death of forest of Rhizophora mangle (red mangrove) in keys of the north of the counties of Matanzas and Villa Clara impulse the realization of the present work. They were species of insects associated to the arboreal species of mangroves, fundamentally of red mangrove. He/she was a night butterfly (Lepidoptera: Pyralidae) whose larva is developed in the wading roots of R. mangle, and escolítidos (Coleoptera; Scolitidae) that perforate the propágulos of the same mangrove species. A balance was evidenced between the populations of insects and the conservation of the swamp, with tendency on the part of the insects to increase when a primary cause affects the ecosystem.*

Referencias

- Herrera, M., et al. (1986): *Situación actual del ecosistema de manglar en Cuba*. Instituto de Ecología y Sistemática, ACC, La Habana, 139 pp.
- Fernández Milera, J. F.; R. Aguilera y R. Fernández (2000): Efecto nocivo sobre el sistema radicular de *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae) por la presencia de *Sphaeroma terebrans* Stebbing (Crustáceas: Isopóda Sphaeromidae). En *Memorias del Primer Taller Nacional de manglares*, mayo de 1997, PNCT Cambios Globales y Evolución del Medio Ambiente Cubano, IES-CITMA, MAB UNESCO, pp. 182-184.
- Lugo, A. E.; G. Cintron y C. Goenaga (1980): El Ecosistema de Manglar bajo Tensión. En *Memorias del Seminario sobre Estudio Científico e Impacto Humano en Ecosistemas de Manglar*, UNESCO, pp. 261-285.
- Menéndez, L., J. M. Guzmán, R. T. Capote Fuentes, L. Rodríguez y A. V. González (2003): Situación ambiental de los Manglares del Archipiélago Cubano. Casos de estudios: Archipiélago Sabana-Camagüey, franja sur de La Habana y Costa Norte de Ciudad Habana. En *Memorias IV Convención de Medio Ambiente y Desarrollo*, La Habana, Cuba, CD-ROM.

Comunidades de esponjas asociadas a manglares

Pedro M. Alcolado

Introducción

Las esponjas están entre los invertebrados más abundantes y de mayor colorido de la fauna sumergida de manglar (Ruetzler and Feller, 1988). Ellas proveen refugio a invertebrados de numerosos *phylla* (Odum *et al.*, 1982), así como alimento a un número limitado de ellos (nudibranchios y poliquetos, por ejemplo) y algunos peces. Los poríferos son fuertes competidores por el sustrato duro disponible (Díaz *et al.*, 1985), y probablemente protegen a las partes cubiertas de las raíces de los mangles contra los horadores. La acción de las esponjas adheridas a las raíces de los manglares sobre la fisiología de éstos, en apariencia no ha sido investigada hasta el presente. Las esponjas han sido reconocidas como excelentes bioindicadores ambientales (Alcolado, 1984; Alcolado y Herrera, 1987; y Muricy, 1989a y 1989b).

Algunas publicaciones, principalmente sobre taxonomía o fauna de manglar, mencionan de forma aislada determinadas especies de esponjas de las raíces de mangle, en realidad existen pocos trabajos que tratan sobre comunidades de esponjas en ese hábitat (Ruetzler, 1969; Alcolado, 1984, 1985 y 1990; y Díaz *et al.*, 1985).

En este capítulo se presenta una descripción general sobre las características más sobresalientes de las comunidades de esponjas de manglares estudiadas en Cuba y se comparan con las otras áreas del Gran Caribe (Bahamas y Venezuela). Se integra información de Alcolado (1985) sobre comunidades de esponjas de Punta del Este (la parte correspondiente a manglar), con datos adicionales de cayo Flamenco (este del Golfo de Batabanó) y del Archipiélago Sabana-Camagüey (norte central de Cuba) (Fig. 1).

Comunidad de esponjas

Se toma en consideración la información sobre comunidades de esponjas de nueve estaciones de manglar localizadas, cuatro en el Archipiélago Sabana-Camagüey y cinco en el Golfo de Batabanó, en el suroeste de Cuba (Fig. 1). En las nueve estaciones visitadas se colectaron 48 especies de esponjas de las cuales 42 han sido identificadas hasta nivel de especie. Las especies con mayor frecuencia de aparición fueron *Tedania ignis* (100 %), *Ircinia felix*, *Haliclona implexiformis*, *Lisso-dendoryx isodictyalis*, *Scopalina ruetzleri*, *Clathrina primordialis* (89 %), *Dysidea etheria* (78 %), *Haliclona manglaris*, *Geodia gibberosa*, *Stelletta kallitetilla* (67 %), *Spongia sp.*, *Darwinella rosacea* y *Halichondria melanadocia* (56 %) (Tabla 1).

En las cuatro estaciones evaluadas cuantitativamente las especies más abundantes, que también aparecieron al menos una vez como especies dominantes (con más de 10 % en número), fueron

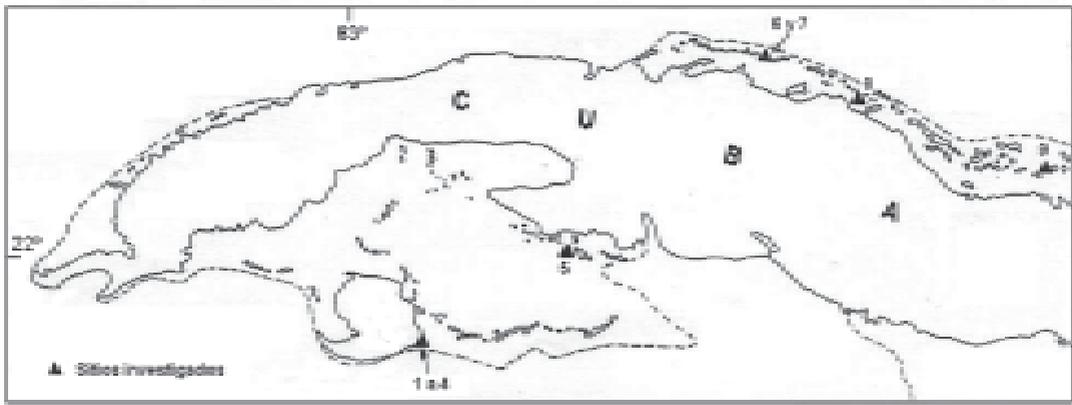


Fig. 1. Ubicación de las estaciones.

D. etheria (dominando en cuatro estaciones), *T. ignis* (dominando en tres estaciones), *H. manglaris*, *L. isodictyalis* (en dos estaciones), *Cacospongia* sp., *Mycale microsigmatosa*, *S. ruetzleri*, y *Clathrina primordialis* (dominando en una estación).

Considerando la densidad poblacional y el tamaño promedio de las esponjas las especies que contribuyeron más a la biomasa fueron: *T. ignis*, *D. etheria*, *L. isodictyalis* (en las cuatro estaciones), *H. proteus* (en dos estaciones), *M. microsigmatosa*, *H. melanadocia* y *S. ruetzleri* (en una estación).

El número de especies en los nueve manglares estudiados varió de 15 a 23 (Tabla 2), aunque se han observado muchos manglares donde las esponjas están ausentes o representadas por muy pocas especies. Díaz *et al.* (1985) registran de 7 a 16 especies en cuatro estaciones de manglar en el Parque Nacional de Morrocoy. A juzgar por las fotos que brindan estos autores (sus figuras 8d y 11c), hay dos especies que no fueron consideradas ni identificadas por ellos (*Scopalina ruetzleri* y *Haliclona manglaris*, respectivamente). Esto último eleva a 25 el número total de especies encontradas por ellos.

La densidad de esponjas en los manglares de Punta del Este fue estimada entre 11 y 27 esponjas por metro lineal de costa (enmendando a Alcolado, 1990).

Todas las especies dominantes y frecuentes mencionadas son aparentemente de tipo oportunista ya que se observan principalmente en cuerpos de agua interiores, fluctuantes, propensos a una fuerte sedimentación y a cambios de salinidad importantes (y a veces eutrofizados). Contrariamente a lo encontrado por Stephenson *et al.* (1931) para las especies de manglares en la Gran Barrera de Arrecifes de Australia, en los sitios investigados en Venezuela (Díaz *et al.*, 1985), Bimini (Ruetzler, 1969) y Cuba, muy pocas especies de esponjas de los manglares, si acaso alguna, son aparentes especialistas de arrecifes. Algunas especies son compartidas por los manglares y los arrecifes pero no son especialistas de estos últimos (Tabla 1).

Teniendo en cuenta la frecuencia de aparición y la dominancia relativa las especies *D. etheria*, *T. ignis*, *L. isodictyalis* y *S. ruetzleri* pueden ser consideradas «especies núcleo» (*sensu* Hanski, 1982) de las comunidades de esponjas de Cuba y del Caribe.

La composición de las comunidades de esponjas de manglares de Cuba coincide en gran medida con la reportada por Ruetzler (1967) y Díaz *et al.* (1985); con algunos cambios en sus identificaciones, antes mencionados.