

CAMBIOS ESPACIO TEMPORALES DE LA SALINIDAD Y ESTRUCTURA DEL MANGLAR EN EL GOLFETE DE CUARE, VENEZUELA.

SPATIAL AND TEMPORAL CHANGES OF SALINITY AND STRUCTURE OF MANGROVES IN CUARE GULF, VENEZUELA

María Beatriz Barreto Pittol

Instituto de Zoología Tropical. Universidad Central de Venezuela. Apdo. Postal 47058. Caracas 1041-A. Venezuela. Email: mbarreto@ciens.ucv.ve

RESUMEN

Se evaluaron atributos estructurales de los manglares y la salinidad intersticial y superficial en La Matica (LM) y Caño Pancho (CP), dos sitios de estudio ubicados en el Golfete de Cuare (costa Este del Estado Falcón, Venezuela). La salinidad intersticial promedio medida durante 18 meses en bosques mixtos de *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* fue de 43, 42 y 55‰, respectivamente. En bosques monoespecíficos de *A. germinans* localizados en la parte interna de la zona intermareal la salinidad intersticial fue de 69 y 74 ‰ y en la zona de salinas adyacente a los bosques de *A. germinans* fue de 94 y 89‰, en LM y CP, respectivamente. La salinidad superficial del agua que inunda los bosques fue de 32 ‰. En general, la altura del dosel y el área basal total fueron mayores en los bosques mixtos en relación con bosques monoespecíficos: 8-17 m y 2.3-4 m²/0.1ha; 4-10 m y 2-3 m²/0.1ha, en LM y CP respectivamente. El área basal de los individuos muertos fue mayor en los bosques monoespecíficos y representó entre 3.0 y 28.1% del área basal total. Los altos valores de salinidad intersticial registrados en los bosques de *A. germinans* pueden explicarse por las condiciones climáticas (precipitación, evaporación y temperatura) que influyen en el área de estudio y la reducción de los flujos de agua dulce por actividades humanas. Posiblemente, la hipersalinización de los suelos es la causa del deterioro progresivo y la mortalidad de los árboles en los bosques de *A. germinans*.

SUMMARY

Interstitial and superficial salinity, and structural attributes of mangrove forests were evaluated in La Matica (LM) and Caño Pancho (CP), two localities at Cuare Wildlife Refuge (east coast of Falcón State, Venezuela). In a mixed mangrove forest of *R. mangle*, *L. racemosa*, and *A. germinans*, the interstitial salinity during 18 months was 42 and 55 ‰. *A. germinans* monoespecific mangroves forests located at landward zone of mangrove fringe, the interstitial salinity were 69 y 74 ‰ and in the saltflat zone were 94 y 89 ‰, at LM and CP localities, respectively. The superficial salinity of the water that flooded the mangrove forest was 32 ‰. In the mangrove mixed forests the canopy height and basal area, generally, were higher than the monoespecific forests, 8-17 m y 2.3-4 m²/0.1ha, 4-10 m y 2-3 m²/0.1ha, at LM and CP localities, respectively. Basal area of death trees was higher in *A. germinans* forests. Climatic conditions (precipitation, evapotranspiration and temperature) and the reduction of freshwater flow due to human activities could explain the highest salinity values of the *A. germinans* mangrove forests. It is likely that the soil hypersalinization caused the mangrove mortality in *A. germinans* and mixed mangrove forests.

Palabras clave: Atributos estructurales, mortalidad del manglar, Refugio de Fauna Silvestre Cuare, salinidad intersticial, zonación del manglar.

Keywords: Cuare Wildlife Refuge, interstitial salinity, mangrove mortality, mangrove zonation, structural attributes.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar, comunidades características de las zonas costeras tropicales, a lo largo de la zona intermareal presentan gradientes en propiedades del suelo como salinidad, potencial de oxidoreducción y concentración de compuestos reducidos de azufre. Estos gradientes están relacionados con la reducción en la frecuencia de la inundación por la marea hacia la parte interna del bosque. Asociadas a estos gradientes, se observan variaciones en importantes atributos estructurales del bosque, como son la composición de especies, la densidad, el área basal y la altura del dosel (Lugo, 1990).

Diversos autores han señalado que la estructura del rodal está determinada por los aportes de agua de lluvia y por la escorrentía superficial (Pool *et al.*, 1977; Lugo 1990; Smith, 1992; Schaeffer-Novelli y Cintrón-Molero, 1993; Imbert y Menard, 1997). Jiménez *et al.*, (1990) señala que la complejidad estructural del bosque es el resultado de las condiciones climáticas e hidrológicas del área, y en relación con lo anterior, los manglares de zonas de clima seco muestran una alta variabilidad de los atributos estructurales y funcionales entre y dentro de localidades. Como resultado de los cambios en los gradientes de salinidad intersticial (35 a 90%), estos bosques presentan diferencias en el desarrollo estructural dentro de una localidad específica de bosque y entre localidades. Los rodales menos complejos se encuentran en las regiones áridas y poseen una alta densidad de individuos, pero a la vez menor riqueza de especies, altura del dosel y área basal (Pool *et al.*, 1977). Por lo general la altura y el área basal disminuyen con la distancia desde el borde del cuerpo de agua hacia la parte interna del bosque.

La salinidad del suelo esta regulada por diversos factores como la inundación por la marea, el tipo de suelo, la topografía, la cantidad y estacionalidad de las lluvias, la descarga de agua dulce de los ríos, la escorrentía de las áreas terrestres adyacentes y la evaporación. Las variaciones de la marea determinan el tiempo durante el cual los manglares están cubiertos por agua. Las áreas de mayor elevación son inundadas sólo durante las mareas más altas, de modo que el suelo puede estar libre de inundación por largos periodos de tiempo. En áreas tropicales con baja precipitación y alta evaporación,

las pérdidas de agua por procesos de evapotranspiración son altas y en consecuencia aumenta la concentración de sales en el agua intersticial (Wolanski *et al.*, 1992). Twilley (1995) señala que la salinidad es un índice que integra el balance hídrico por efecto de las mareas y los aportes de agua dulce en los manglares. Por otra parte, Imbert *et al.*, (2002), empleando la salinidad del agua intersticial como un indicador del suministro de agua dulce, correlacionaron la disminución en la producción primaria de *Rhizophora mangle* con la salinidad intersticial.

Chen y Twilley (1998) emplearon modelos de simulación para evaluar la sensibilidad del desarrollo del bosque a gradientes en las condiciones del suelo. Ellos encontraron que el umbral de salinidad intersticial que reduce significativamente el área basal se encuentra entre 60 y 70‰, y que la interacción entre hipersalinidad y baja fertilidad del suelo limitan severamente el desarrollo estructural del bosque. Cuando el aporte de agua dulce es reducido, la hipersalinidad actúa rápidamente como un factor limitante del desarrollo estructural y causa mortalidad de los individuos (Jiménez, 1990).

En el Refugio de Fauna Silvestre Cuare es común observar sitios donde el manglar está muerto o degradado (Barreto, 2001) y estos procesos han sido relacionados con el incremento progresivo en la salinidad por las modificaciones del régimen hidrológico y de sedimentación por actividades humanas (Cintrón *et al.*, 1978; Jiménez *et al.*, 1985; Imbert *et al.*, 2002). Este trabajo tiene como objetivo evaluar los cambios espacio-temporales de la salinidad superficial e intersticial y los atributos estructurales en los manglares del Golfete de Cuare. En dos localidades se cuantificaron los atributos estructurales del bosque de manglar a lo largo del gradiente intermareal y se estudió cómo las variaciones registradas se relacionan con la salinidad del agua de inundación y la salinidad intersticial del suelo.

MATERIALES Y METODOS

Área de Estudio

El Golfete de Cuare está situado en la región centroccidental de Venezuela, al sureste del Estado

Falcón (Figura 1). Tiene forma alargada, con 12 Km de longitud máxima y entre 0.5 y 3 Km de ancho; ocupa una superficie aproximada de 1892 ha y se comunica con el mar por una boca de 560 m de ancho (FUDENA - PROFAUNA 1989).

El área de estudio corresponde a la región natural de valles marítimos, los cuales están representados por las llanuras aluviales bajas y en parte inundables del río Tocuyo. Entre el río Tocuyo y el Golfete de Cuare está localizada una corriente de agua denominada Caño Dieguito, con una cuenca de drenaje llana y poco definida (Figura 1). Debido a que la topografía es llana y a que la pendiente del terreno va de noroeste a sureste, los desbordamientos del río Tocuyo y del caño Dieguito se dirigen hacia el borde oeste de la carretera Sanare-El Cruce (Hidalgo, 1991). Durante los grandes desbordamientos, esta agua y la de lluvia drenan a través de los pases por debajo de la carretera Sanare-Boca de Tocuyo y llegan a las marismas, salinas y al Golfete de Cuare. Cuando cesan las lluvias en las cabeceras del río Tocuyo y Caño Dieguito, estos aportes de agua disminuyen según una función similar al desagüe de un tanque y los terrenos de las marismas se inundan principalmente por la marea (Hidalgo, 1991).

Los datos macroclimáticos se tomaron de las estaciones cercanas al área de estudio, específicamente en Tocuyo de la Costa, Santa Rosa y Araurima (Figura 1, ver MARNR, 1996). La distribución mensual de la precipitación desde agosto de 1991 a julio de 1993 de esas estaciones se muestra en la Figura 2.

La zona de estudio presenta una estación lluviosa en la cual el 80% del total de precipitaciones se presenta a comienzos de octubre y finaliza en noviembre, y los meses de mayor sequía corresponden a febrero y marzo. La temperatura promedio anual es de 26.6 °C y la humedad relativa de 84% (MARNR, 1996). La marea es diurna, con una amplitud media diaria de 0.86 m y el nivel medio del mar aumenta en los meses de agosto, septiembre, octubre y diciembre (FUDENA-PROFAUNA, 1989). De acuerdo a las predicciones de marea basados en los registros del mareógrafo de la Guaira (MARNR, 1991), los meses de marea máxima mas alta corresponden a octubre y noviembre y los de marea máxima más baja a febrero y marzo.

Las mínimas mas bajas se registraron durante los meses de diciembre, enero, junio y julio, y los mínimos mas altos en septiembre y octubre.

Descripción de las localidades estudiadas

Los manglares que bordean el Golfete de Cuare están conformados por las especies *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (Combretaceae), *Avicennia germinans* (L.) L. (Avicenniaceae) y *Conocarpus erectus* L. (Combretaceae). El ancho de la franja de manglar varía entre 50 y 1500 m (Barreto, 2001). La franja de manglar es más angosta al sur del golfete y limita con los bosques semi-decíduos y siempreverdes del Cerro de Chichiriviche. En las partes bajas del norte y noroeste del golfete, y a continuación de la franja de manglar se presentan marismas y salinas (Figura 1).

El patrón general de distribución de las especies es el siguiente: en la franja externa (borde del golfete y caños) crecen bosques mixtos de las especies *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*, y en la parte interna se presentan bosques mono-específicos de *A. germinans*.

Muestreo y variables determinadas

Estructura. Las localidades seleccionadas para evaluar la estructura de los bosques de manglar, fueron:

1. La Matica, ubicada entre el lugar denominado Punta La Matica y Caño el Buco. El ancho total de la franja de manglar es de 320 m (Figura 1, Recuadro A); en el borde externo hay un bosque mixto de *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* de 20 m de ancho y a continuación un bosque mono-específico de *A. germinans*. Este último limita en la parte terrestre con áreas desprovistas de vegetación, marismas, salinas e islas de vegetación, conformadas principalmente por *Conocarpus erectus*, *Subpilosocereus_ottonis*, *Opuntia* sp., *Sporobolus virginicus* y *Bromelia_humilis* (Medina et al., 1989).

2. Caño Pancho, con un ancho total de la franja de manglar de 180 m (Figura 1, Recuadro B). La franja externa (borde del caño) hasta los 70 m corresponde a un bosque mixto de las tres especies

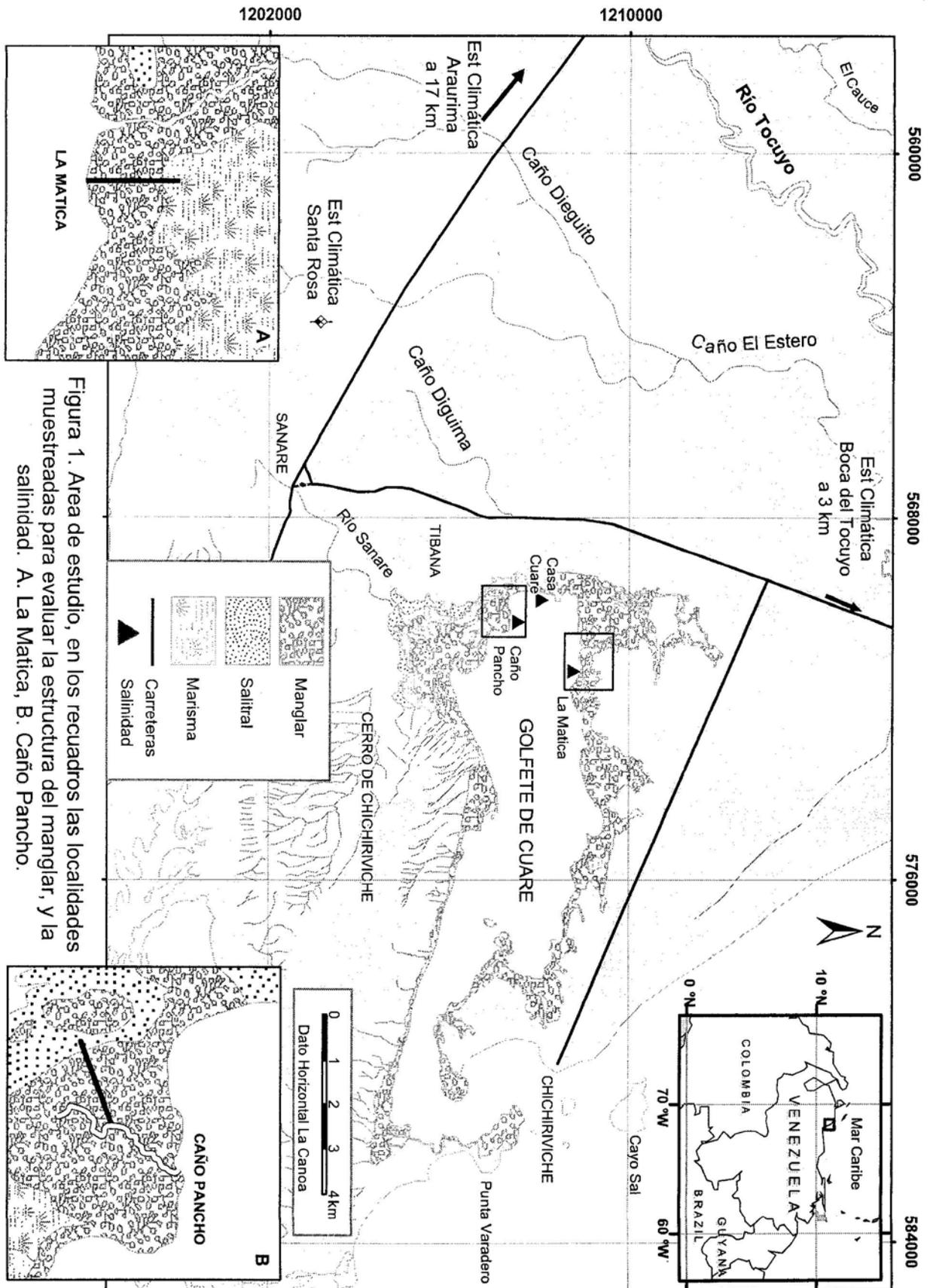


Figura 1. Area de estudio, en los recuadros las localidades muestreadas para evaluar la estructura del manglar, y la salinidad. A. La Matica, B. Caño Pancho.

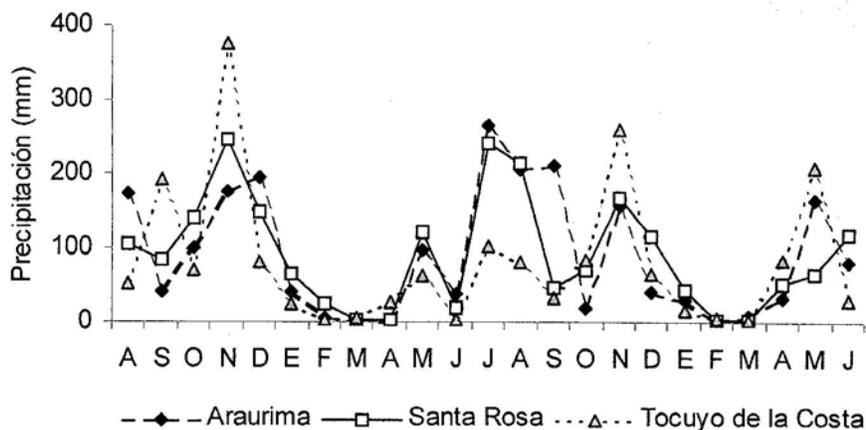


Figura 2. Distribución mensual de la precipitación en las estaciones con influencia en el area de estudio: Araurima, Santa Rosa y Tocuyo de la Costa (ver Figura 1).

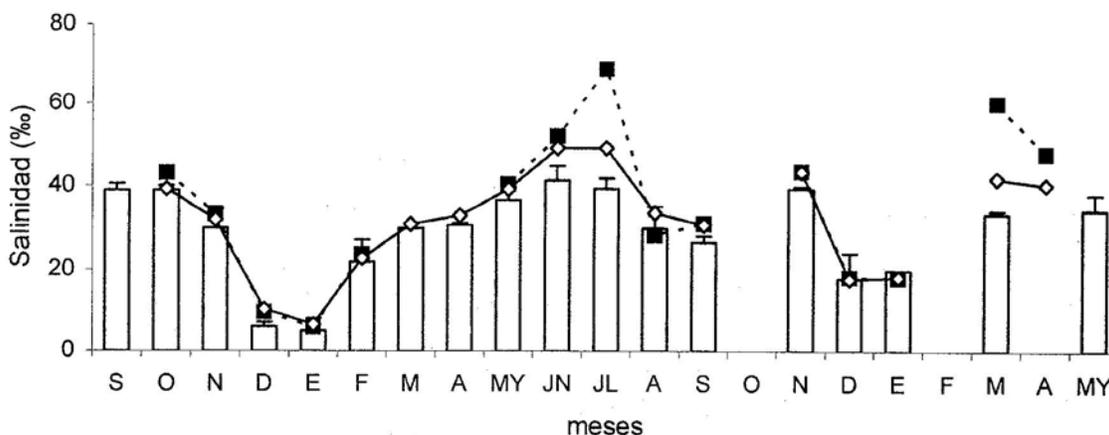


Figura 3. Salinidad del agua, promedio de las tres localidades evaluadas, Casa Cuare, La Matica y Caño Pancho; y salinidad superficial del agua que inundan los bosques mixtos y monoespecíficos en La Matica y Caño Pancho. Las líneas corresponden a la salinidad de los bosques (◊: manglar La Matica, ■: manglar Caño Pancho) y las barras a la salinidad del agua del golfete. Se muestra la desviación estándar.

ya mencionadas y en la parte interna (borde terrestre) un bosque monoespecífico de *A. germinans*. La franja de bosque que comprende los últimos 20 m está compuesta por árboles muertos.

En ambas localidades se estableció un transecto perpendicular a la línea de costa. En la Matica, cada 35 m a lo largo del transecto se delimitaron cuatro parcelas de 10 m x 10 m en el bosque mixto y otras cuatro de 5 m x 10 m en el bosque monoespecífico. Por otra parte, a lo largo del transecto en Caño Pancho se establecieron como puntos de muestreo 4 parcelas de 5 m x 10 m cada 20 m.

En las parcelas, los atributos estructurales evaluados fueron la composición florística, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura de los individuos con DAP ≥ 2.5 cm. El DAP promedio, definido como el diámetro del árbol de área basal promedio, se calculó con la ecuación:

$$DAP \text{ medio} = \sqrt{g(12732,39)/n}$$

Aquí, g es el área basal del rodal ($m^2/0.1ha$) y n es número de tallos presentes en 0.1 ha (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1985). Los datos de los atributos estructurales se tomaron en abril de 1996.

VARIABLES AMBIENTALES

Salinidad. La salinidad superficial e intersticial en cada localidad, La Matica y Caño Pancho, fue medida a lo largo del transecto. En el bosque mixto de La Matica fueron establecidos 2 transectos adicionales, en paralelo y a 5m del transecto principal.

El agua intersticial fue obtenida de tubos de PVC introducidos en el suelo hasta 50 cm de profundidad, con perforaciones de 1 mm aproximadamente en la parte media inferior. Colocados a lo largo de los transectos y distanciados entre sí, 5 m en los bosques mixtos de ambas localidades, 20 m y 10 m en los bosques monoespecíficos de La Matica y Caño Pancho, respectivamente. En cada muestreo, el agua acumulada en el tubo se extrajo con una bomba manual para permitir el recambio con agua intersticial "fresca". Las mediciones de la salinidad del agua intersticial y del agua superficial se hicieron con un refractómetro manual marca ATAGO (intervalo 0-100‰, apreciación 1/1000). La salinidad del agua del golfete de Cuare se midió en tres localidades: La Matica, Caño Pancho y Casa Cuare (Figura 1). Las muestras para realizar las mediciones de salinidad se tomaron mensualmente desde septiembre de 1991 hasta mayo de 1993.

RESULTADOS

Cambios temporales de la salinidad del agua del golfete y de la salinidad superficial e intersticial del manglar

En la Figura 2 se muestran los datos de precipitación registrados en las tres estaciones climáticas que influyen en el área de estudio, correspondientes al período de muestreo de la salinidad (septiembre 1991 a mayo 1993). Las lluvias fueron más intensas en los últimos 6 meses del año, con valores máximos en noviembre y un período de sequía de enero a marzo. En la Figura 3 se muestra la distribución mensual de la salinidad promedio del agua registrada en las tres localidades (Casa Cuare, La Matica y Caño Pancho) y la salinidad del agua superficial que inunda los bosques de manglar en las dos localidades estudiadas. La salinidad del agua disminuyó en diciembre y enero del período de estudio (octubre 1991- marzo 1993). El mínimo

(5‰) se registró en enero de 1992, luego la salinidad aumentó progresivamente, alcanzó los valores máximos en junio (41.3‰) y disminuyó en agosto y septiembre, lo cual estuvo asociado a las lluvias de los meses de julio, agosto y septiembre de ese año.

El patrón anual de la salinidad superficial del agua que inunda los manglares en La Matica y Caño Pancho fue prácticamente el mismo que el de la salinidad del agua del golfete (Figura 3) (Correlación de Spearman, $P < 0.01$). Por lo general, la salinidad del agua superficial en los bosques monoespecíficos de la parte interna del transecto (Figuras 5a y 5b) es mayor que en el golfete y que en los bosques mixtos. Durante el período de muestreo, en las dos localidades y entre los distintos tipos de bosques, el promedio de salinidad superficial del agua ($31.54 \pm 14.70\%$) no fue significativamente distinto al del agua del golfete (ANOVA de una vía, $P = 0.571$).

En la Figura 4 se muestran los valores de salinidad intersticial promedio mensual medidos a lo largo del transecto en los bosques mixtos y los bosques monoespecíficos de La Matica y Caño Pancho. El patrón temporal fue similar al de la salinidad superficial (Correlación de Spearman, $P < 0.05$), pero las diferencias temporales entre los meses donde se registraron los valores máximos y mínimos fueron mayores para la salinidad superficial comparada con la salinidad intersticial, rango de valores: 3.6-69 ‰ y 35.7-85.0 ‰, respectivamente. Comparando los valores de La Matica con los de Caño Pancho, la salinidad intersticial promedio en los bosques monoespecíficos (70.4 y 73.4 ‰) fue mayor que la de los bosques mixtos (45.9 y 50.6 ‰, $P < 0.001$). La salinidad superficial de los salitales no fue significativamente diferente a la de los bosques, pero la salinidad intersticial fue mayor ($P < 0.001$).

Por lo general, los menores valores de salinidad intersticial se midieron después de períodos de intensas lluvias y la disminución de la salinidad se registró de 1 a 2 meses después de lluvias intensas. La salinidad del agua del golfete y la salinidad superficial del agua que inunda los suelos del manglar en ambas localidades mostraron una correlación negativa con la precipitación mensual de las tres estaciones climáticas para $t + 1$ (correlación

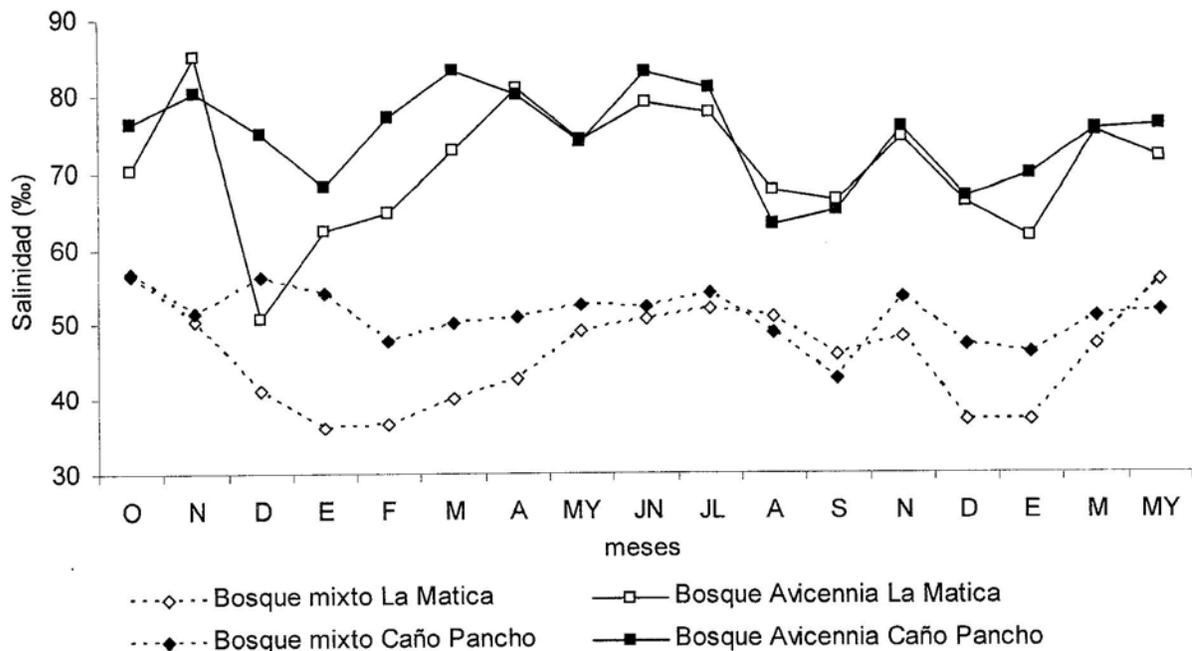


Figura 4. Distribución mensual de la salinidad intersticial medida a lo largo del transecto en los bosques mixtos y monoespecíficos de La Matica y Caño Pancho.

de Spearman $P < 0.05$). En contraste, la salinidad superficial del bosque mixto en La Matica no mostró valores estadísticamente significativos de correlación. La salinidad intersticial promedio mensual de los bosques monoespecíficos estuvo correlacionada negativamente con la precipitación promedio mensual para $t + 1$ ($P < 0.05$), pero ése no fue el caso en los bosques mixtos.

Cambios espaciales en la salinidad superficial e intersticial y parámetros estructurales del manglar

La salinidad intersticial mostró un incremento desde el bosque mixto hasta la zona de salitral (Figura 5). El patrón de la salinidad intersticial es más claro en el bosque mixto de ambas localidades y se observa un incremento notable en el bosque monoespecífico. En este último, la salinidad es muy variable pero aumenta significativamente en el salitral. La salinidad intersticial promedio fue distinta en las diferentes zonas de cada localidad ($P < 0.05$). La menor salinidad intersticial se encontró en los bosques mixtos y la más alta en el salitral (Figura 6).

Tomando como criterio el patrón de la salinidad intersticial y los atributos estructurales del manglar

a lo largo de los transectos evaluados, se definen distintas zonas que difieren en la dominancia de especies y en la fisionomía. En la Figura 7 se muestran los valores de los atributos estructurales del manglar en La Matica. La franja de bosque mixto ocupa los primeros 20 m del transecto y a continuación crece el bosque monoespecífico de *A. germinans* (Figura 7a). En los primeros 5 m la franja de bosque mixto está conformada por adultos y plántulas de *R. mangle*; en los siguientes 5 -15 m domina *R. mangle* pero están presentes adultos y plántulas de *L. racemosa* y *A. germinans*, y a los 25 m sólo están presentes plántulas de *R. mangle*, a la vez que disminuye la densidad de individuos adultos de *L. racemosa* y aumenta la de *A. germinans*. A partir de los 40 m domina *A. germinans* (adultos, juveniles y plántulas) y de allí en adelante se desarrolla el bosque monoespecífico de *A. germinans*.

La densidad de individuos incrementa hacia la parte interna del bosque a la vez que disminuye la altura del dosel y el DAP promedio de los tallos vivos (Figura 7 a y b). En la franja de bosque mixto, el DAP promedio de los tallos muertos fue menor que el de tallos vivos, a diferencia del bos-

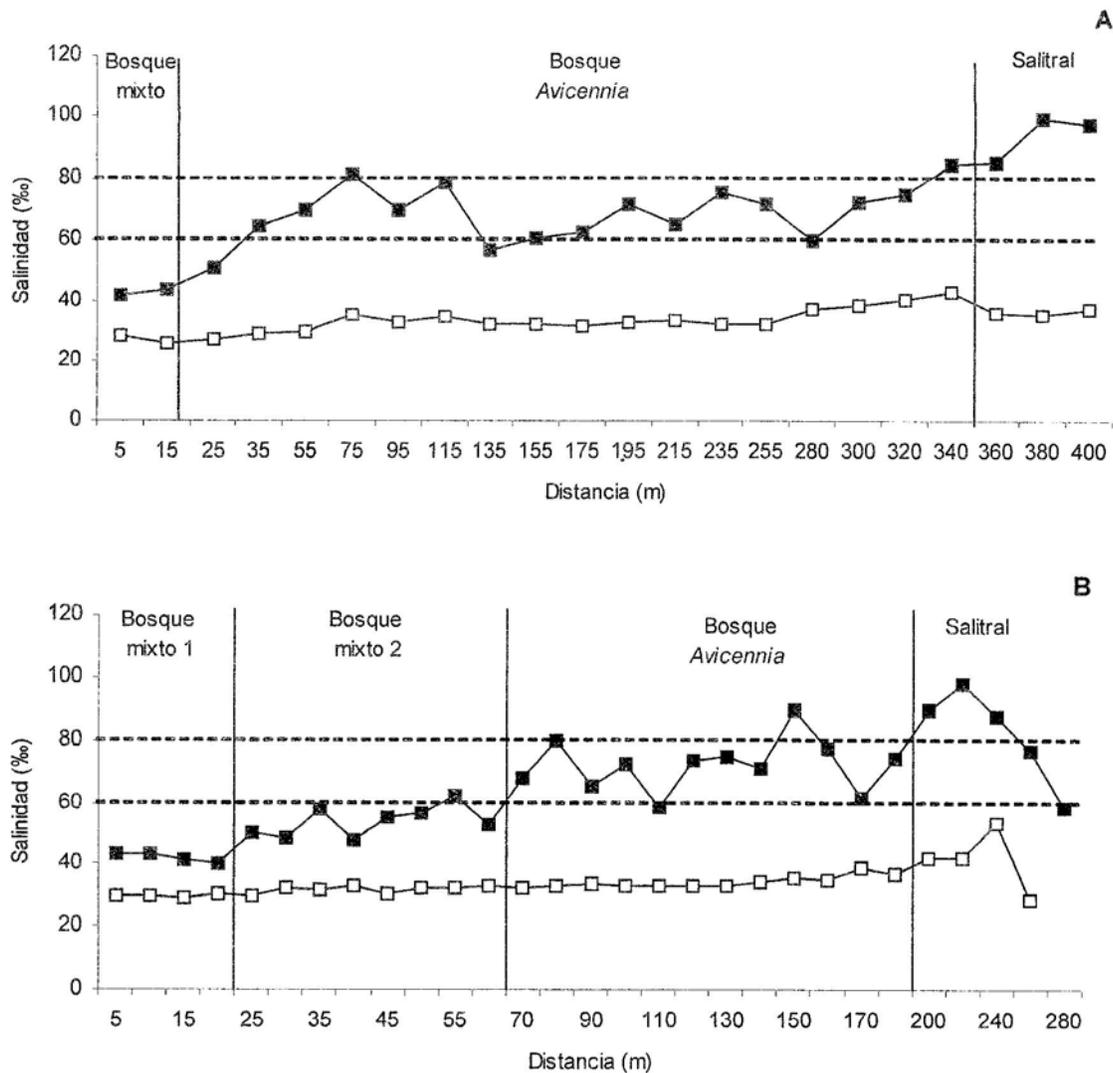


Figura 5. Promedio mensual de la salinidad superficial e intersticial a lo largo del transecto desde el bosque mixto hasta el salitral en: A) La Matica, y B) Caño Pancho. □: Salinidad superficial. ■: salinidad intersticial. Las líneas punteadas horizontales indican el valor máximo de tolerancia promedio anual de la salinidad intersticial de *R. mangle* (línea inferior, 60‰) y *A. germinans* (línea superior, 80‰).

que monoespecífico de *A. germinans* donde el DAP promedio de los troncos muertos fue mayor que el de los troncos vivos (a excepción del valor obtenido a los 295 m del transecto).

El área basal total (incluye tallos vivos y muertos) fue mayor en el bosque mixto, pero en el bosque monoespecífico el comportamiento fue variable (Figura 7c). Por otra parte, el área basal de los tallos de los individuos muertos en el bosque mixto fue del 2%, cifra menor que la del bosque de *A. germinans* (rango: 3.3 – 25%). Hacia el

final del transecto, a los 320 m, el 91 % del área basal total correspondió a troncos de individuos muertos.

Los atributos estructurales del transecto evaluado en Caño Pancho se muestran en la Figura 8. En esta localidad la franja de bosque mixto alcanza 70 – 80 m de ancho contados a partir del borde del caño. Considerando la densidad, el DAP promedio, la altura del dosel, el área basal y el patrón de salinidad intersticial (ver Figura 5), esta franja de bosque mixto presenta dos zonas. En la primera

el bosque es menos denso, los árboles tienen mayores valores promedio de DAP y de altura del dosel, y a partir de los 20 m se observa una franja de bosque mixto más denso y con un menor valor promedio de DAP. A partir de los 70 m *A. germinans* es la especie dominante. Esta franja de bosque monoespecífico es de menor altura y la densidad aumenta hacia el final del transecto (Figura 8 a y b), mientras que el DAP promedio de tallos vivos disminuye. Por otra parte, el DAP promedio de tallos muertos en el bosque mixto a lo largo del transecto fue menor que el de los tallos vivos, hecho contrario al registrado en el bosque monoespecífico (Figura 8b). La altura promedio del dosel disminuye de forma progresiva a lo largo del transecto, mostrando una correlación negativa con la salinidad intersticial (Correlación de Spearman, $P < 0.01$).

El área basal total mostró un comportamiento variable y en algunos puntos del transecto los valores del bosque monoespecífico fueron mayores que los del bosque mixto (Figura 8c). El área basal de los tallos de los individuos muertos a lo largo del transecto representó entre 4 y 28% del área basal total. En general, el área basal de individuos muer-

tos de Caño Pancho fue mayor que los de La Matica.

Distribución de clases de tamaño de los bosques de Avicennia

En la Figura 9 se muestra la distribución de frecuencias de las clases diamétricas de los tallos vivos en los bosques monoespecíficos de *A. germinans* de las dos localidades de estudio. La distribución de las clases de tamaño de los troncos vivos en La Matica, mostró el comportamiento de "J invertida", caracterizada por una alta densidad de individuos de clases diamétricas pequeñas. En cuanto a los tallos muertos la distribución fue más homogénea, con un número importante de troncos en las categorías de $DAP > 2$ cm y $DAP \leq 8$ cm. Por otra parte, la distribución de frecuencias de DAP de los tallos vivos y muertos en Caño Pancho mostraron patrones muy similares, con la dominancia de la clase diamétrica $2 \text{ cm} < DAP \leq 4 \text{ cm}$. En La Matica, el mayor DAP de los tallos vivos fue de 26.3 cm y de 18.5 cm el de los muertos, mientras que en Caño Pancho esos valores fueron de 25.1 cm y 24.2 cm, respectivamente.

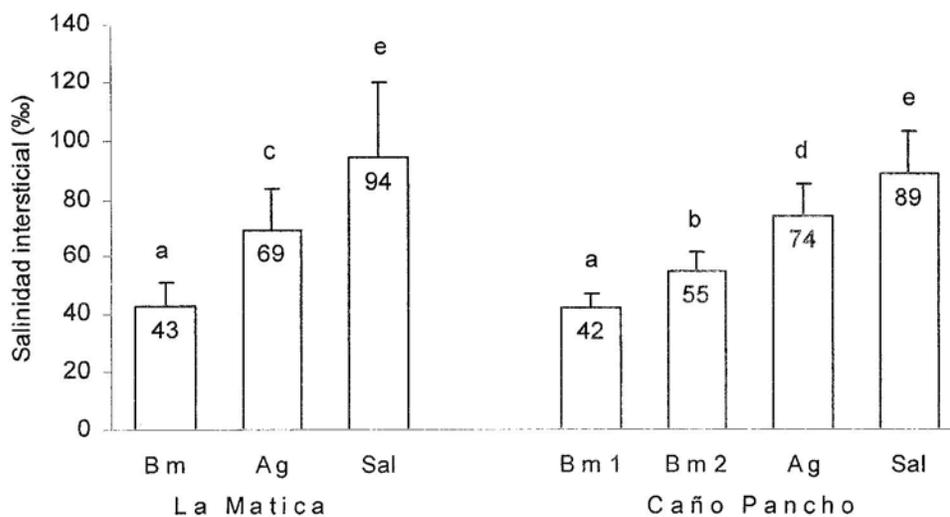


Figura 6. Salinidad intersticial promedio para cada una de las zonas definidas a lo largo del gradiente intermareal, en las localidades de La Matica y Caño Pancho. Los valores corresponden a la media \pm desviación estándar. Las barras con la misma letra indican que la salinidad no fue significativamente diferente para $P < 0.05$. Bm: bosque mixto; Ag: bosque monoespecífico de *A. germinans*; Sal: salitral.

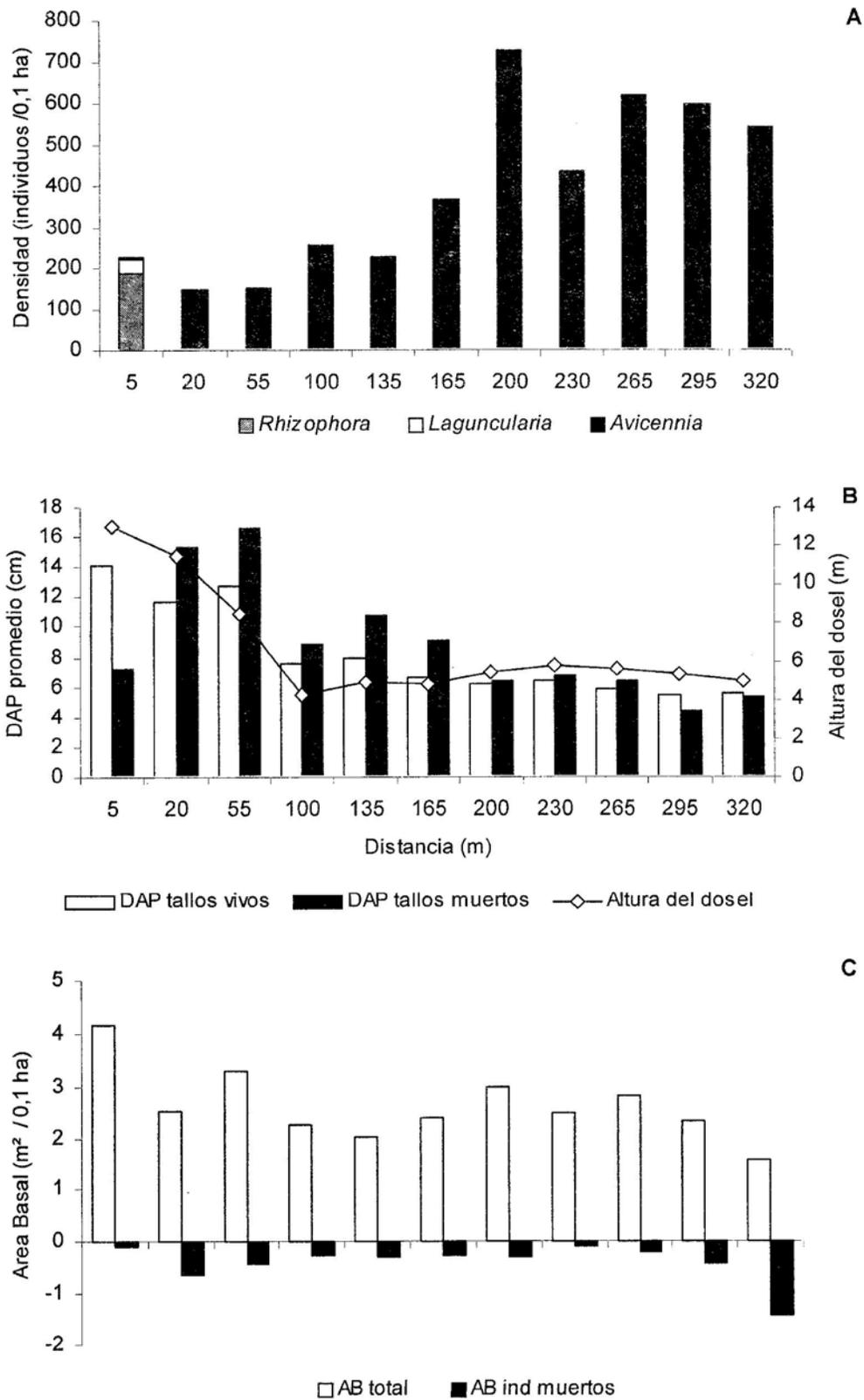


Figura 7. Atributos estructurales de los manglares en La Matica. A) Densidad total de individuos por especie a lo largo del transecto; B) Diámetro promedio de los tallos vivos y los tallos muertos, y altura promedio de los árboles del dosel; C) Área basal total (muertos y vivos) y área basal de los individuos muertos de las tres especies.

DISCUSIÓN

Cambios espacio temporales de la salinidad superficial e intersticial

La salinidad del agua superficial que inunda los manglares mostró variaciones importantes en una escala temporal, pero cambió muy poco a lo largo de los transectos evaluados. Por otra parte, la salinidad intersticial presentó variaciones espaciales y temporales, con una tendencia al incremento a medida que aumenta la distancia desde el borde del golfete o caño donde están localizados los bosques mixtos hacia la parte interna de la franja de manglar con bosques monoespecíficos de *A. germinans*, y a disminuir estacionalmente con un desfase de uno a dos meses después de los meses de mas alta precipitación.

Las diferencias topográficas entre las dos localidades producen diferencias en los regimenes de inundación. En La Matica, la altitud aumenta paulatinamente hasta unos 30 m medidos a partir del litoral del golfete. Sin embargo, a unos 30 - 40 m se presenta un albardón que al actuar como una barrera, determina que la franja interna del bosque monoespecífico de *A. germinans* se inunde con menor frecuencia. En la franja interna, durante la bajamar parte del agua queda estancada, y a consecuencia de la alta evapotranspiración y el escaso recambio del agua de inundación la salinidad superficial e intersticial aumentan por la concentración de las sales. En los meses de mayor precipitación (julio-agosto y noviembre-diciembre) se registraron los valores mínimos de salinidad intersticial y los más altos valores durante los meses de sequía. La salinidad superficial incrementó progresivamente durante ese período hasta alcanzar los máximos valores en junio - julio de 1992 y marzo de 1993 (Figura 3), que corresponden a los meses de máxima relación evaporación/precipitación y menor altura del nivel medio de la marea (datos de predicción de la marea del Mareógrafo de La Guaira). Durante el periodo de sequía, la frecuencia y altura de la marea determinan el grado de inundación de la franja de manglar y explican parcialmente los valores de salinidad del agua.

En los bosques monoespecíficos del Golfete de Cuare, la salinidad intersticial siempre fue mayor

que en los bosques mixtos. Estos resultados son similares a los obtenidos por Day et al. (1996) en la Laguna de Términos (México) en bosques mixtos (46.4 ‰) y en tres zonas de bosque de *A. germinans* (57.3; 65.5 y 70.2 ‰), situadas en la parte interna de la franja de manglar. Sin embargo, los valores de salinidad intersticial en los bosques de *A. germinans* en La Matica y Caño Pancho (69 y 74 ‰, respectivamente) se encuentran en el límite superior de tolerancia de esa especie (Cintrón et al., 1978; Mc Kee, 1995).

De Leeuw et al., (1991) proponen que el déficit anual de precipitación (diferencia entre precipitaciones y evapotranspiración) controla los patrones estacionales e interanuales de la salinidad intersticial en la zona intermareal superior, lo cual esta correlacionado con la salinidad del suelo en pantanos salobres. La salinidad superficial e intersticial de los bosques monoespecíficos de La Matica y Caño Pancho y el déficit de precipitación, calculado con los datos de precipitación mensual promedio de las tres estaciones climáticas adyacentes al área de estudio (Santa Rosa, Araurima y Tocuyo de la Costa), y la evaporación obtenida en la estación climática de Tocuyo de la Costa, en todos los casos mostraron una correlación negativa (Correlación de Spearman, $P < 0.05$). Estos resultados sugieren que el mantenimiento de la salinidad intersticial en los bosques internos de *A. germinans* depende en alto grado de los aportes directos por precipitación y escorrentía superficial desde el continente.

Por otra parte, en la zona intermareal baja, los cambios estacionales en la salinidad del agua de inundación por la marea tienen influencia en la disminución de la salinidad intersticial (De Leeuw et al., 1991; Ridd y Stieglitz, 2002). De allí que la disminución de la salinidad del agua del golfete por flujos de agua dulce por lluvias o escorrentía superficial por el desborde de los cuerpos de agua dulce que drenan sus aguas hacia el golfete durante las inundaciones máximas, pueden ser determinantes en el desarrollo y productividad de los manglares localizados en la franja externa.

Durante el muestreo, el comportamiento de la salinidad superficial e intersticial en ambos tipos de bosques y en ambas localidades (Caño Pancho y La Matica) fue muy similar. Esto demuestra la de-

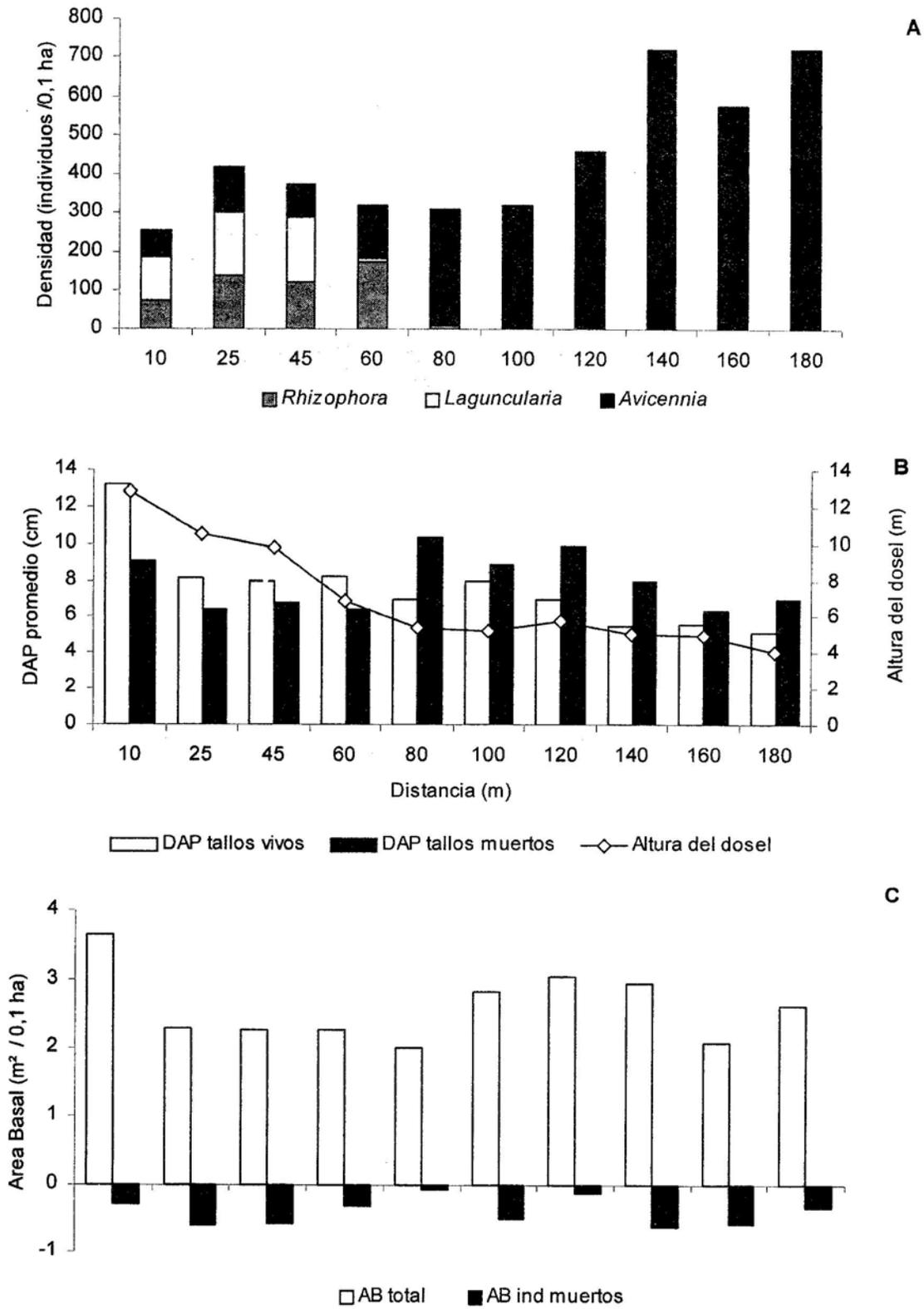


Figura 8. Atributos estructurales de los manglares en Caño Pancho. A) Densidad total de individuos por especie a lo largo del transecto; B) Diametro promedio de los tallos vivos y los tallos muertos, y altura promedio de los arboles del dosel; C) Area basal total (muertos y vivos) y area basal de los individuos muertos de las tres especies.

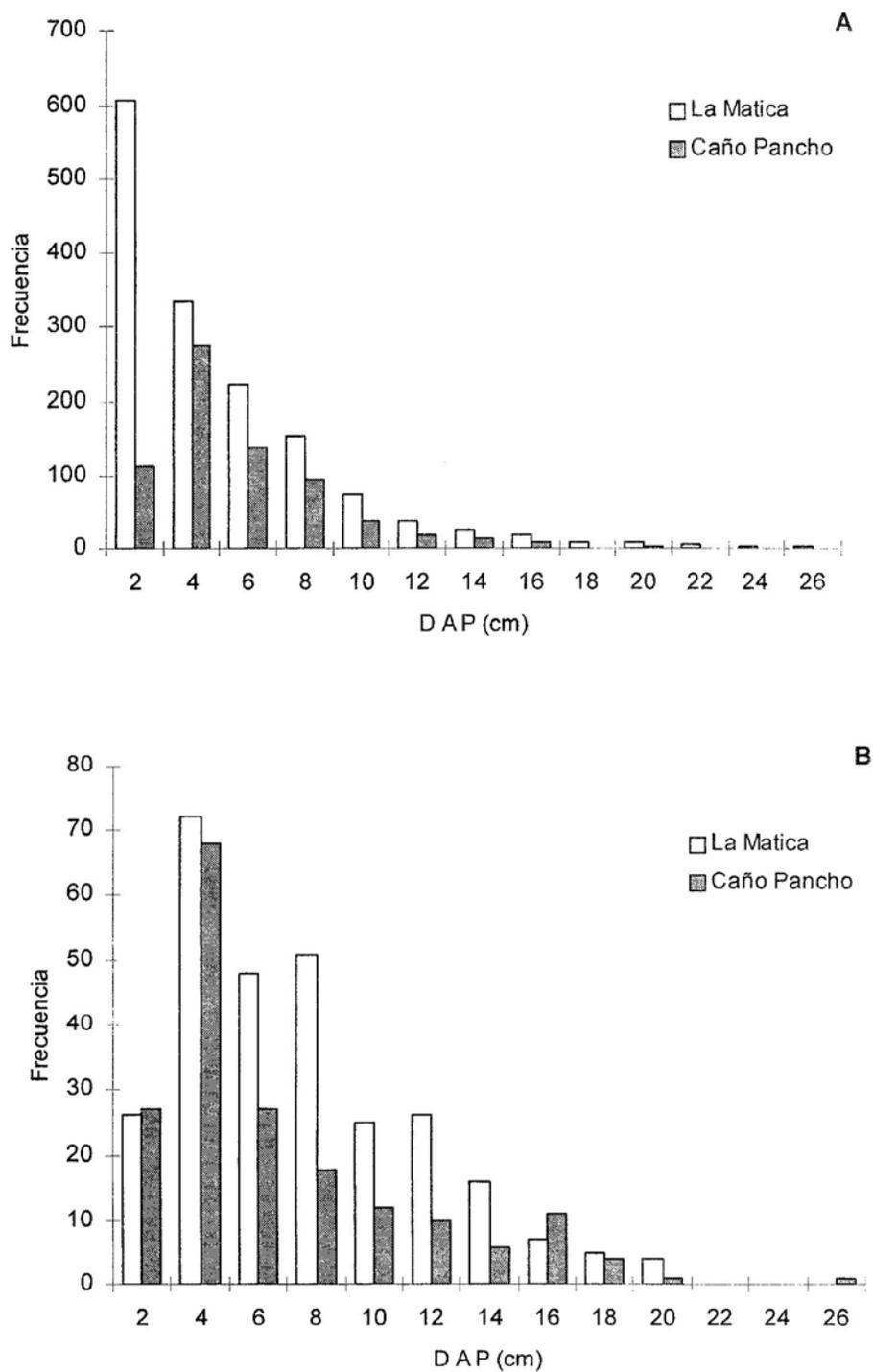


Figura 9. Distribución de las clases de tamaño (DAP) del bosque de *A. germinans* en La Matica y Caño Pancho. A) Tallos vivos y B) Tallos muertos.

pendencia que existe entre la salinidad superficial e intersticial y como esta última es afectada por la salinidad del agua que inunda el suelo. Por lo general, los cambios temporales en la salinidad superficial e intersticial están relacionados con las variaciones estacionales en los aportes de agua dulce por precipitación y escorrentía. Por otra parte, los cambios espaciales vienen determinados principalmente por la frecuencia y el nivel de inundación de la marea, la topografía y las características físicas de los sedimentos, como textura y conductividad hidráulica.

Los altos valores de salinidad intersticial registrados en los bosques de *A. germinans*, pueden explicarse por las condiciones climáticas (precipitación, evaporación y temperatura) que influyen en el área de estudio y por la reducción de los flujos de agua dulce en forma de escorrentía superficial, lo cual está asociado a las modificaciones del patrón hidrológico causadas por las actividades humanas que se desarrollan en la zona. Posiblemente, la hipersalinización de los suelos es la causa del deterioro progresivo y la mortalidad de árboles en los bosques de *A. germinans*. En un transecto de 100 m de longitud establecido en 1992 en el bosque monoespecífico de la Matica localizado a 200 m de la línea de costa, se registraron valores de área basal total y de troncos de individuos muertos de 2.547 y 0.480 m² /0.1 ha, respectivamente. Al respecto, es importante señalar que durante ese año no se registraron individuos muertos. En el mismo sector del transecto, las medidas estructurales realizadas en 1996 arrojaron los siguientes resultados: el área basal total y el área basal de troncos de individuos muertos fue de 2.543 y 0.648 m² /0.1 ha, respectivamente, y se registraron individuos muertos cuya área basal fue de 0.225 m² /0.1 ha. El área basal de troncos muertos incrementó para el año 2000 comparado con los valores obtenidos en el año 1996, de 19% a 26%. Observaciones realizadas en el año 2000 en las dos localidades corroboran el deterioro progresivo y el incremento en la mortandad de los individuos de *A. germinans* en los bosques monoespecíficos, ambos asociados a la hipersalinización del suelo. En Caño Pancho, la salinidad intersticial promedio medida en el bosque de *A. germinans* de 2000 a 2002 fue 84.2 ‰ (Barreto, datos no publicados).

En los suelos de los manglares, aunque la tasa de infiltración y la renovación del agua intersticial son bajas, la inundación por las mareas y los aportes de agua dulce ayudan a disolver las sales cristalizadas en la superficie del suelo y a mantener la salinidad del mismo por debajo del umbral de tolerancia de las distintas especies de mangle. En altas concentraciones, el sodio produce la ruptura de los enlaces que mantienen unidas las arcillas, el suelo se dispersa y las partículas producidas obstruyen el espacio poroso del suelo, reduciéndose así la tasa de infiltración y la conductividad hidráulica. Adicionalmente los suelos se compactan, pierden estructura y la mayor parte del movimiento del agua dulce es en sentido horizontal (escorrentía), lo cual causa la erosión del suelo y la reducción de la disponibilidad de agua para las plantas. Esto explica por qué en suelos hipersalinos con altas cantidades de sodio, los aportes estacionales de agua dulce tienen muy poco efecto en la disminución de la salinidad.

Twilley y Chen (1998) modelaron la influencia del déficit de precipitación en la salinidad del agua intersticial en bosques de *A. germinans* con salinidades promedio menores que 65‰. Estos autores consideraron los siguientes escenarios: disminución en los aportes de agua dulce por lluvias o aumento en la evapotranspiración entre 10 y 20%. Entre las zonas de manglar ubicadas a 0-50 m y 50-100 m de la línea de costa, los cambios en la salinidad fueron similares en todos los casos, pero a distancias mayores a 100 m el cambio fue mayor. En la última zona, la salinidad intersticial incrementó 4 y 7‰ cuando la precipitación disminuyó en 10 y 20%, respectivamente. Se observaron resultados similares con el aumento en la tasa de evapotranspiración por el incremento en la temperatura. De igual forma, la disminución del suministro de agua dulce a los manglares por escorrentía superficial causa un aumento en la salinidad superficial e intersticial.

En los bosques de *A. germinans* estudiados por Twilley y Chen (1998) en Florida se registraron valores de salinidad intersticial promedio inferiores a los de Cuare, lo cual posiblemente está asociado al menor déficit de precipitación de Florida, donde se registra una mayor precipitación promedio anual, un periodo de lluvias mas prolongado y menores tasas de evaporación.

Estructura del manglar

Los valores de los atributos estructurales obtenidos en el presente estudio en bosques de manglar mono-específicos y mixtos se encuentran dentro del rango de valores registrados en bosques de manglares que crecen bajo condiciones de clima seco y marcadamente estacional, donde los aportes de agua dulce por flujos superficiales son temporales y limitados a la época de máximas precipitaciones (Pool *et al.*, 1977; Cintrón *et al.*, 1978; Jiménez y Soto 1985; Twilley *et al.*, 1986; Day *et al.*, 1987; Amarasinghe y Balasubramanian, 1992; Saifullah *et al.*, 1994; Rivera-Monroy *et al.*, 1995; Day *et al.*, 1996). Estos bosques muestran una alta densidad de individuos de diámetros pequeños (DAP promedio de 4 a 25 cm), área basal menor a 5 m²/0.1 ha y altura de los árboles que raramente sobrepasa 25 m (Lugo 1990). Además, estos bosques se caracterizan por una disminución en la altura del dosel hacia la parte interna de la franja de bosque, lo cual está acompañado por un incremento en la salinidad intersticial (Pool *et al.*, 1977, Cintrón *et al.*, 1978, Jiménez y Sauter, 1990. Day *et al.*, 1996, Imbert y Ménard, 1997).

Por lo general, las franjas de manglar localizadas en las márgenes del golfete y de los caños están bordeadas por árboles de mayor altura, los suelos contienen más materia orgánica, están escasamente consolidados y presentan una alta densidad de cavidades de invertebrados. En combinación con una mayor frecuencia de inundación por la marea, esto evita la acumulación de sales y las condiciones de anoxia en la zona de las raíces. Las variaciones en la complejidad estructural del bosque con la distancia a partir del borde del cuerpo de agua están asociadas al aumento progresivo de la salinidad (Passioura *et al.*, 1992; Imbert y Menard, 1997; Imbert *et al.*, 2002).

Cintrón *et al.*, (1978), señalan que *R. mangle* posiblemente está limitada por salinidades mayores que 65‰ y es la especie dominante en la zona intermareal baja debido a su tolerancia a condiciones de inundación y un mayor movimiento del agua. Esta especie es dominante a salinidades entre 40 y 50‰ y potenciales redox de -100 a -380 mV a lo largo de la línea de costa, en los sitios expuestos a una mayor intensidad (frecuencia y altura) de

la marea (Imbert *et al.*, 2002). *L. racemosa* es dominante en suelos inundados (-20 a -380 mV) y con menor salinidad (30-40‰); el máximo desarrollo de esta especie se presenta en sitios con bajas salinidades y alto contenido de nutrientes. Finalmente, *A. germinans* predomina cuando la salinidad intersticial es mayor que 60‰ y si es mayor que 70‰, esta especie se presenta en bosques mono-específicos.

Empleando modelos de simulación con las tres especies, Chen y Twilley (1998) obtuvieron curvas de respuesta del área basal con respecto a gradientes de salinidad y nutrientes. *L. racemosa* presentó una baja área basal en respuesta a una baja fertilidad y alta salinidad del suelo; *A. germinans* domina en áreas con salinidad mayor que 60‰, pero en condiciones de baja fertilidad y menor salinidad del suelo *R. mangle* desplaza a *L. racemosa* y *A. germinans*. Los intervalos de tolerancia a la salinidad señalados anteriormente explican la dominancia y distribución de las tres especies en los transectos de Caño Pancho y La Matica.

Por otra parte, la alta densidad de troncos e individuos muertos registrada en las dos localidades de estudio posiblemente esté relacionada con las condiciones de hipersalinidad de los suelos. A su vez, estas condiciones estarían causadas por las alteraciones del régimen hidrológico y por el desvío y represamiento de los ríos y quebradas que drenaban sus aguas hacia el Golfete de Cuare, lo cual adicionalmente pudo reducir el aporte de nutrientes hacia las zonas de manglares. Chen y Twilley (1998) señalan que la interacción entre hipersalinidad y baja fertilidad del suelo limitan severamente el desarrollo del bosque y producen una alta tasa de mortalidad de los individuos.

El patrón de distribución de clases de tamaño de los troncos muertos de *A. germinans* en la dos localidades (La Matica y Caño Pancho), donde están representadas todas las clases diamétricas, puede estar relacionado con los altos valores registrados de salinidad. Los individuos de *A. germinans* presentaban troncos múltiples y por lo general, los de mayor diámetro estaban muertos. Imbert y Menard (1997) reportaron resultados similares en bosques de *A. germinans* donde la salinidad promedio del suelo fue de 62‰. Diversos autores han

señalado que en manglares de clima seco la hipersalinidad es un tensor natural, pero su efecto se agrava por acciones humanas que reducen el flujo de agua dulce y la frecuencia de inundación por la marea (Ball, 1988; Pool *et al.*, 1977; Cintrón *et al.*, 1978; Jiménez, 1990; Lugo, 1990; Imbert y Menard, 1997; McKee, 1995; Macnae, 1968; Semeniuk, 1983).

Es probable que en los individuos con tallos múltiples, la causa de mortalidad de los de mayor DAP sea la cavitación y el consiguiente embolismo en los elementos conductores del xilema como consecuencia de reducida disponibilidad de agua en el suelo por las condiciones de alta salinidad. En *R. mangle* se ha reportado embolismo en el xilema inducido por estrés hídrico irreversible (Sperry *et al.*, 1988), con la consecuente muerte de ramas y tallos (Tyree *et al.*, 1994, Davis *et al.*, 2002).

Las condiciones de hipersalinización del suelo en los bosques mixtos y monoespecíficos de las localidades evaluadas (La Matica y Caño Pancho) tienen efectos negativos en la estructura del manglar y como consecuencia observamos la disminución de la densidad, el área basal y la altura del bosque, además del aumento en el número de tallos muertos en todas las clases de tamaño. Si la tendencia registrada en el incremento de la salinidad y la mortalidad de los individuos continua, debido a las modificaciones del patrón hidrológico, es muy probable que la mayor parte de los bosques de *A. germinans* localizados en la parte interna de la franja de manglar y adyacentes a las zonas de salinas/marismas, muestren un patrón de degradación progresivo, y en algunos casos ocurra un cambio florístico, con la dominancia de *A. germinans*, en los bosques mixtos, debido al incremento en la salinidad del sustrato.

LITERATURA CITADA

- AMARASINGHE, M.D., Y S. BALASUBRAMANIAM
1992. Net primary productivity of two mangrove forest stands on the northwestern coast of Sri Lanka. *Hydrobiologia*, 247:37-47.
- BALL, M.C.
1988. Ecophysiology of mangroves. *Trees*, 2:129-142.
- BARRETO, M.B.
2001. Estructura de los Bosques de Manglar del Refugio de Fauna Silvestre Cuare, Edo. Falcón, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*, 21: 10-21.
- CHEN, R Y R.R. TWILLEY
1998. A gap dynamics model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of Ecology*, 86:37-52.
- CINTRÓN, G., Y SCHAEFFER-NOVELLI
1985. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciencia Interamericana*, 25:4-15.
- CINTRÓN, G., A.E. LUGO, D.J. POOL Y G. MORRIS
1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10:110-121.
- DAVIS, S.D., F.W. EWERS, J.S. SPERRY, K.A. PORTWOOD, M.C. CROCKER Y G.C. ADAMS
2002. Shoot dieback during prolonged drought in *Ceanothus* (Rhamnaceae) chaparral of California: a possible case of hydraulic failure. *Am. J. Bot.*, 89:820-828.
- DAY, J.W, W.H. CONNER, F. LEY-LOU, R.H. DAY, A. MACHADO-NAVARRO
1987. The productivity and composition of mangrove forest, Laguna de Términos, Mexico. *Aquatic Botany*, 27:267-284.
- DAY, J.R, C. CORONADO-MOLINA, F.R. VERA-HERRERA, R. TWILLEY, V.H. RIVERA-MONROY, H. ALVAREZ-GUILLÉN, R. DAY Y W. CONNER
1996. A 7 year record of above-ground net primary production in a southeastern Mexican mangrove forest. *Aquatic Botany*, 55:39-60.
- DE LEEUW, J., A. VAN DER DOOL, W. DE MUNK, J. NIEUWENHUIZE Y W.G. BEEFTINK
1991. Factors influencing the soil salinity regimes along an intertidal gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 32:87-97.
- FUDENA - PROFAUNA
1989. Plan de Ordenación y Manejo, Refugio de Fauna Silvestre de Cuare. 112 p.
- HIDALGO, L.G.
1991. Informe final del proyecto evaluación del Refugio de Fauna Cuare (Proyecto # ATN/SF3508 VE BID). UCV, Dpto. Meteorología e Hidrología.
- IMBERT, D. Y S. MENARD
1997. Structure de la végétation et production primaire dans la mangrove de la baie de Fort-de-France, Martinique (F.W.I.). *Biotropica*, 29:413-426.

- IMBERT, D., A. ROUSTEAU Y P. SCHERRER
2002. Ecology of mangrove growth and recovery in the Lesser Antilles: State of knowledge and basis for restoration projects. *Restoration Ecology*, 8:230-236.
- JIMÉNEZ, J.A.
1990. The structure and function of dry weather mangroves on the Pacific coast of Central America, with emphasis on *Avicennia bicolor* forest. *Estuaries*, 13:182-192.
- JIMÉNEZ, J.A. Y R. SOTO
1985. Patrones regionales en la estructura y composición florística de los manglares de la costa Pacífica de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 33:25-37.
- JIMÉNEZ, J.A. Y K. SAUTER
1990. Structure and dynamics of mangrove forest along a flooding gradient. *Estuaries*, 14:49-56.
- LUGO, A.E.
1990. Fringe wetlands. En: A.E. Lugo, M. Brinson, S. Brown (eds.), *Forested Wetlands*, p. 53-85. *Ecosystems of the World*. Vol. 15: Elsevier, Amsterdam.
- MC KEE, K. L.
1995. Seedling recruitment patterns in Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia*, 101:448-460.
- MACNAE, W.
1968. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forest in the Indo-West Pacific region. *Advances of Marine Biology*, 6:73-270.
- MARNR
1991. Información Mareográfica, Servicio Autónomo de Geografía y Cartografía Nacional. División de Geodesia. Sección de Mareas. 3 pp.
- MARNR
1996. Sistema Nacional de Información Hidrológica y Meteorológica. DGSICASV. Dirección de Hidrología y Meteorología.
- MEDINA, E., W. J. CRAM, H.S.J. LEE, U. LÜTTGE, M. POPP, A.A.C. SMITH Y M. DIAZ
1989. Ecophysiology of xerophytic and halophytic vegetation of a coastal alluvial plain in northern Venezuela. I Site description and plant communities *New Phytology*, 111: 223 - 243.
- PASSIOURA, J.B., M.C. BALL Y J.H. KNIGHT
1992. Mangroves may salinize the soil and in so doing limit their transpiration rate. *Functional Ecology*, 9:77-85.
- POOL, D.J., S.C. SNEDAKER Y A.E. LUGO
1977. Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, México, and Costa Rica. *Biotropica*, 9:195-212.
- RIDD, P.V. Y T. STIEGLITZ
2002. Dry Season Salinity Changes in Arid Estuaries Fringed by Mangroves and Saltflats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54:1039-1049.
- RIVERA-MONROY, V.H., J.W. DAY, R.R. TWILLEY, F. VERA-HERRERA Y C. CORONADO-MOLINA
1995. Flux of nitrogen and sediments in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 40:139-160.
- SAIFULLAH, S.M., S.S. SHAUKAT Y S. SHAMS
1994. Population structure and dispersion pattern in mangroves of Karachi, Pakistan. *Aquatic Botany*, 47: 329-340.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y Y; G. CINTRÓN-MOLERO
1993. Mangroves of arid environments of Latin America. En: H. Lieth y A. Masoom (eds.), *Towards the rational use of high salinity tolerant plants*, Vol. 1:107-116. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- SEMENIUK, V.
1983. Mangrove distribution in northwestern Australia in relationship to regional and local freshwater seepage. *Vegetatio*, 53:11-31.
- SMITH T.J. III.
1992. Forest Structure. En: *Tropical Mangrove Ecosystems* (A.I. Robertson y D.M. Alongi), p. 101-136. Coastal and Estuarine Series, 41. American Geophysical Union, Washington D.C., USA.
- SPERRY, J.S, M.T. TYREE Y J.R. DONNELLY
1988. Vulnerability of xylem to embolism in a mangrove vs. an inland species of Rhizophoraceae. *Physiol. Plant.* 74:276-283.
- TWILLEY, R.R.
1995. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. *Maximum power* (eds C. Hall), pp. 43-62. University of Colorado Press, Boulder, Colorado.
- TWILLEY, R.R. Y R. CHEN
1998. A water budget and hidrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Marine and Freshwater Research*, 49:309-323.
- TWILLEY, R. R., A. E. LUGO Y C. PATTERSON - ZUCCA
1986. Litter Production and Turnover in basin mangrove forest in southwest Florida. *Ecology*, 67: 670 - 683.
- TYREE, M.T., K.J. KOLB, S.B. ROOD Y S. PATINO.
1994. Vulnerability to drought-induced cavitation of riparian cottonwoods in Alberta possible factor in the decline of the ecosystem. *Tree Physiol.* 14:455-466.
- WOLANSKI, E., Y. MAZDA Y P. RIDD
1992. Mangrove Hydrodynamics. En: Robertson, A.I., D.M. Alongi.(eds.). *Tropical Mangrove Ecosystems*. Coastal and Estuarine Series, 41. American Geophysical Union, Washington, D.C., pp. 101-136.