

# RESPUESTA DE LA REGENERACIÓN NATURAL DE LOS MANGLARES DEL DELTA DEL RÍO TURBO Y LA BAHÍA EL UNO (GOLFO DE URABÁ-COLOMBIA), A LA VARIABILIDAD AMBIENTAL Y CLIMÁTICA INTRA-ANUAL

Hoyos R.<sup>1,2</sup>, L.E. Urrego<sup>2</sup> & A. Lema<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Maestría en Bosques y Conservación Ambiental, <sup>2</sup>Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.

## Resumen

Esta investigación evalúa la respuesta de la regeneración natural de los manglares del delta del río Turbo y la bahía El Uno (Golfo de Urabá-Colombia) a la variabilidad ambiental intra-anual. Se cuantificó la mortalidad, la sobrevivencia y el reclutamiento de las plántulas de tres especies estacionalmente durante un año, en 72 sub-parcelas semi-permanentes de 1m<sup>2</sup>., distribuidas en 18 parcelas de 500 m<sup>2</sup> en las cuales se analizaron la estructura, composición de la vegetación arbórea y algunas variables ambientales (Conductividad y temperatura del agua de inundación, salinidad, pH y oxígeno disuelto del agua intersticial, fertilidad y granulometría del suelo). Con base en un análisis de Redundancia, se identificaron tres tipos de manglar: cuenca, borde y ribereño, dominados por *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*, respectivamente. *L. racemosa* presentó los mayores porcentajes de mortalidad y *R. mangle* los de supervivencia, durante el periodo estudiado. La especie que dominó la regeneración fue *A. germinans*. Por medio de un Análisis de Redundancia se asociaron estos procesos a las variables ambientales medidas: Factor de Sitio Directo-FSD (luz), aporte de sedimentos aluviales, herbivoría, distancia al río, distancia a las Lagunas internas y

distancia a la línea de costa. Estas variables explicaron el 43% de la variación para la regeneración. La sedimentación fue la más importante para el reclutamiento de *A. germinans*, mientras la luz (FSD) fue muy representativa para la supervivencia de *R. mangle*. Con base en registros históricos de precipitación, caudal del río Turbo y la carga de sedimentos asociados se pudo establecer que en la época con mayor precipitación se presenta un descenso en la supervivencia de todas las especies y en la época seca, cuando se presentan condiciones de menor inundación y menos aporte de sedimentos, se favorece el balance entre los porcentajes del reclutamiento y la mortalidad. Los resultados indicaron para que las plántulas alcancen el estado adulto se requiere de una combinación de variables ambientales y biológicas y que, la precipitación, el aporte de sedimentos y la luz desempeñan un papel importante en el proceso de la regeneración natural de las especies de manglar evaluadas.

**Palabras Clave:** Regeneración natural, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, variables ambientales y climáticas.

## **Abstract**

This study examined the response of the natural regeneration of mangroves in the Turbo River delta and El Uno bay (Urabá Gulf, Colombia) to intra-annual environmental variability. We quantified mortality, survival and recruitment to seedlings of three mangrove species seasonally during one year in 72 semi-permanent sub-plots of 1m<sup>2</sup>, included in 18 plots of 500 m<sup>2</sup> where the structure and composition of woody vegetation, and some environmental variables (Conductivity and temperature of the flood water, salinity, pH and dissolved oxygen of the

interstitial water, grain size analysis and fertility of the soil) were analyzed. Based on an Redundancy Analysis, we identified three types of mangroves, basin, fringe and riverine dominated by *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa*, respectively. *L. racemosa* had the highest rates of mortality and *R. mangle* the highest survival rate during the study period. *A. germinans* dominated the natural regeneration. Through a Redundancy Analysis these processes were associated to environmental variables such as: Direct Site Factor-DSF (light), sedimentation rate, herbivory, distance from river, distance to inner lakes, and distance to the coastline. These variables explained 43% of the natural regeneration variation, sedimentation was the most important, while light was very representative for the *R. mangle* survival. Based on historical records of precipitation, Turbo river flow rate and associated sediment loads, it was found that during of precipitation peak the survival of all species decreases and during the dry season when the conditions of flooding and sedimentation were lower, was promoted the balance between recruitment and mortality rates. The results indicated that natural regeneration of mangroves requires a combination of environmental and biological variables for the seedlings reach the adult stage and sedimentation and light play an important role in the process of natural regeneration of mangrove species evaluated.

**Key words:** Natural regeneration, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, environmental and climatic variables

## INTRODUCCIÓN

La regeneración le permite a las especies permanecer a través del tiempo en un bosque en particular (Asquith 2002). En los manglares tanto los factores biológicos como los físicos afectan el establecimiento y los estados tempranos de desarrollo de los árboles (Krauss *et al.* 2008), y determinan la distribución de las especies en estos ambientes (Delgado *et al.* 2001).

En los manglares la propagación sexual, el mantenimiento y la recuperación después de las perturbaciones depende de la producción de propágulos, la dispersión, el establecimiento y el reclutamiento exitoso de las plantas (Tomlinson 1999). Los propágulos pueden sufrir una alta mortalidad durante su dispersión, causada principalmente por la predación por cangrejos e insectos de los ordenes Coleóptera y Lepidóptera, con significativos efectos sobre la dinámica de la población (McGuinness 1997a, Farnsworth & Ellison 1997a, Dahdouh-Guebas *et al.* 1998, Lema *et al.* 2003). Los propágulos también pueden ser vulnerables durante el establecimiento, especialmente al encallamiento en zonas más altas, predación y desecación (Ellison & Farnsworth 1993).

Después del establecimiento, la supervivencia y el crecimiento están fuertemente influenciados por el estrés fisicoquímico (Krauss *et al.* 2008), especialmente el causado por la intensidad de luz, pues si bien los manglares se encuentran en hábitats tropicales expuestos a intensidades altas de ella, sus tasas de fotosíntesis tienden a estabilizarse en niveles de luz relativamente bajos (Kathiresan & Bingham 2001). Tradicionalmente, los manglares se han clasificado como intolerantes a la sombra (MacNae 1968, 1969; Ball & Critchley, 1982 y Janzen 1985) pero estudios

más recientes han documentado un crecimiento superior bajo niveles de irradiación significativamente más bajos que la luz directa (Björkman *et al.* 1988, Cheeseman *et al.* 1991; Clarke & Allaway 1993, Kathiresan & Moorthy 1993, Farnsworth & Ellison 1996, McGuinness 1997). En *R. mangle*, la evolución ontogénica produce cambios en la adaptación a la luz. Las plántulas se pueden adaptar al medio ambiente del sotobosque sombreado, mientras que los árboles maduros se desempeñan mejor a plena exposición (Farnsworth y Ellison, 1996b). Sin embargo Ellison y Farnsworth (1993) encontraron que las plántulas de *R. mangle* en general, tienen un mejor desempeño en los grandes claros del dosel.

La posición y el nivel de las mareas es otro factor que afecta, la supervivencia y el crecimiento de las plantas (Ellison & Farnsworth 1993, 1996, McKee 1995), En Belice, Ellison & Farnsworth (1993) encontraron que *R. mangle* presentó mayor supervivencia en elevaciones de mareas muy bajas y medias, mientras *A. germinans* no sobrevivió en mareas muy bajas y si en mareas medias y ningún individuo lo hizo en mareas muy altas.

La herbivoría también afecta la supervivencia, Delgado *et al.* (2001) observaron que la distribución limitada de *Laguncularia* en la zona intermareal alta, estaba relacionada con la dispersión restringida de propágulos y la predación selectiva e intensiva por cangrejos, la cual incrementa ampliamente la mortalidad. Yihui *et al.* (2006), encontraron que la tasas de mortalidad de las plántulas de *Kandelia candel* no correlacionaron con la duración de la inundación o con las características fisicoquímicas de los sedimentos. Sin embargo, insectos y cangrejos herbívoros jugaron un rol considerable en el daño y consumo de los propágulos de ésta especie y son una amenaza para la regeneración de los manglares. La variación

estacional intra-anual en la precipitación y en los caudales de los ríos también afecta la distribución de los propágulos y las tasas de supervivencia de plántulas (Ellison & Farnsworth 1996) en los manglares, en la medida en que estos pueden aumentar estacionalmente la carga de sedimentos que se deposita en el manglar, como en el delta del río Turbo (Estrada & Gil 2005), y sepultar las plántulas (Terrados *et al.* 1997). Thampanya *et al.* (2002a) encontraron que las plántulas de *Avicennia officinalis*, *Rhizophora mucronata* y *Sonneratia caseolaris*, que recibieron la mayor cantidad de sedimentos presentaron la mayor mortalidad.

En términos generales, las plántulas de *R. mangle* pueden persistir por más de un año en el sotobosque, pero las cohortes de *A. germinans*, *L. racemosa* y *P. rhizophorae*, rara vez sobreviven más de seis meses bajo adultos congéneres o heteroespecíficos (Rabinowitz, 1978a; Farnsworth & Ellison 1993; Lema & Polania (2005).

Para entender mejor cómo afectan los factores bióticos y abióticos la composición y la estructura de las comunidades de manglar (Hatcher *et al.* 1989) y especialmente la importancia relativa de éstos sobre las especies individuales., es esencial cuantificar la dinámica de los estados tempranos del ciclo de vida de los manglares, y poder predecir la distribución, estructura, composición de especies y recuperación de las perturbaciones (Ha *et al.* 2003).

El área de los manglares del Municipio de Turbo reviste de importancia ecológica por la dinámica fluvio-marina actual, en la cual se presenta el avance de la barra arenosa de Punta Yarumal (Estrada & Gil, 2005), y la colonización de esta nueva área por manglares como resultado de procesos de modificación del paisaje, tal

como sucedió con la desviación del delta del Río Turbo registrada para el año 1954, que aceleró los procesos de sedimentación y erosión en las zonas aledañas (Correa y Vernet, 2004)

En esta investigación nos propusimos evaluar la respuesta de la regeneración natural de los manglares a la variabilidad ambiental intra-anual, a través de la cuantificación de la mortalidad, la sobrevivencia y el reclutamiento de las plántulas de *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*, estacionalmente durante un año y postulamos que la luz y la sedimentación son las variables que mayor explicación aportan a los procesos de mortalidad, sobrevivencia y reclutamiento de la regeneración natural de los manglares de la Bahía El Uno y Punta Yarumal.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

**Área de estudio:** Esta investigación se realizó en la Bahía El Uno, del Municipio de Turbo - 08° 05' 42" N y 76° 44' 23" W (Golfo de Urabá) (Figura 1 y 2), a 1 msnm y con temperatura promedio de 28 °C (Keep 2000). La precipitación media anual es de 2.500 mm, con distribución bimodal. El periodo lluvioso se presenta entre mayo y noviembre y el seco entre diciembre y abril. A mediados del año se presenta una leve disminución de los niveles pluviométricos, especialmente en los meses de junio y julio, respecto a los registrados de mayo a noviembre (Lozano 1998). Dentro del Golfo de Urabá se registran promedios de vientos inferiores a 4 m/s, predominando en general una dirección sur. Entre enero y marzo se registran valores promedios diarios de 3 a 4 m/s, mientras que en el periodo invernal, los valores promedio son inferiores a 2 m/s (Lozano 1998). Durante la época seca es común que en el Golfo

se presente el fenómeno de mar de leva que causa oleaje fuerte (CIOH 2010). En la bahía el Uno y punta Yarumal el nivel de inundación es alto, entre 21 y 70 cm (CORPOURABÁ 2003). Para el Golfo el régimen de la marea se clasificó como micromareal, la altura media de marea generalmente inferior a 0,50 m y la altura máxima de 0,90 m (SHOM, 1982). El río Turbo presentó entre 1987 y 2002 un caudal máximo promedio de 6,50 m<sup>3</sup>/seg y un caudal mínimo promedio de 0,20 m<sup>3</sup>/seg en la época seca. En la época de lluvias el caudal máximo promedio fue 10,9 m<sup>3</sup>/seg y el caudal mínimo promedio 0,70 m<sup>3</sup>/seg. Entre 1990 y 1999 valor máximo de sedimentos suspendidos del río Turbo fue 0,40 kg/ m<sup>3</sup> y el valor mínimo 0,06 kg/ m<sup>3</sup> para la época seca y 0,08 kg/ m<sup>3</sup> como valor máximo y 0,10 kg/ m<sup>3</sup> como valor mínimo para la época lluviosa (IDEAM 2007).

La zona de estudio se encuentra sobre depósitos aluviales no consolidados de origen Cuaternario (Molina *et al.* 1988). Geomorfológicamente tanto La bahía el Uno como la punta Yarumal se encuentran en el área de acreción (Invemar & CORPOURABÁ 2003). La zona de estudio fue clasificada como área de uso sostenible (CORPOURABÁ 2003). Punta Yarumal posee una franja externa de bosque compuesta por una asociación de *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans*, detrás de la cual se encuentra un bosque maduro con mayor presencia de *A. germinans*. Punta Yarumal colinda con la bahía El Uno (Figura 2), que se caracteriza y por un intenso aprovechamiento del manglar por las comunidades vecinas. Socialmente en éstos sitios se ubican las comunidades de carboneros, corteros y comerciantes de manglar (CORPOURABÁ, 2003).



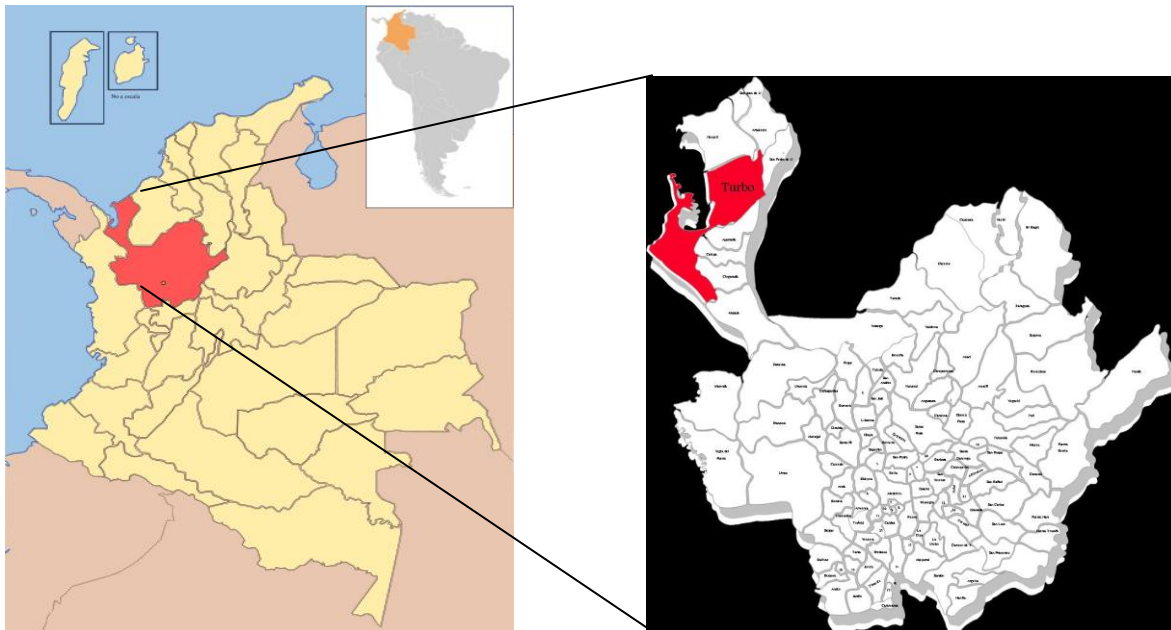


Fig. 1. Localización Municipio de Turbo-Antioquia.

Fuente: <http://es.wikipedia.org/wiki/antioquia>



Fig.2. Localización Punta Yarumal y Bahía El Uno. Fuente: Estrada-Urrea y Gil-Gutiérrez, 2005.

Para conocer mejor las características del área de investigación se realizó previo al estudio de la regeneración la interpretación de imágenes satelitales del año 2004 disponibles en el Software, Google Earth (versión 6.0.2.2074), Imágenes 12-31-2004 Mountain View, CA: Google Inc. (2009) con las que se elaboró un mapa preliminar de coberturas vegetales a escala 1:10000. Donde se clasificaron los tipos de manglar según su fisonomía (Figura 3). Además de esto se analizó la estructura de la vegetación del dosel (categorías para diámetros en centímetros: 2,5-10,9; 11-20,9; 21-30; >30 y para alturas en metros: 0-10,9; 11-20,9; 21-30) y algunas variables ambientales (conductividad eléctrica del agua de inundación, salinidad, pH y oxígeno disuelto en el agua intersticial, análisis granulométrico y estándar de fertilidad del suelo) lo que permitió confirmar la clasificación de los tipos de manglar.

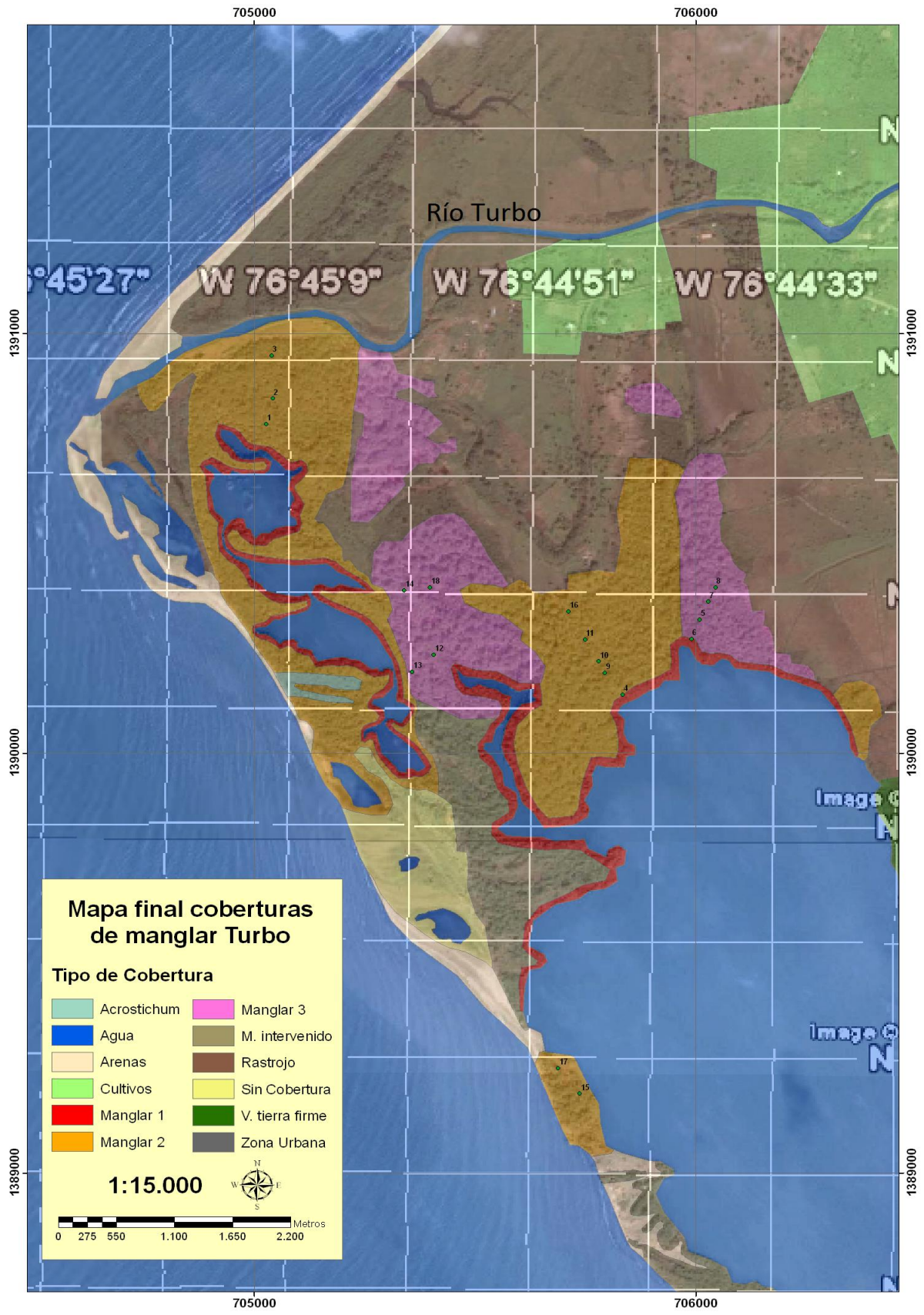


Fig.3. Mapa Coberturas de Manglar Punta Yarumal y Bahía El Uno, Turbo 2004

**Análisis de la regeneración natural:** Para evaluar la regeneración natural se establecieron 72 sub-parcelas semi-permanentes de 1m<sup>2</sup> (distribuidas dentro de 18 parcelas de 500 m<sup>2</sup>) y se realizaron tres censos dentro de estas. En el primer censo, durante la época de lluvias (agosto 2009) se marcaron e identificaron todas las plántulas de especies de manglar encontradas en las sub-parcelas con diámetro inferior a 2,5 cm, se midió la altura, el diámetro en la base de las hojas, y se registró la presencia de cualquier señal de ataque por herbívoros. En cada sub-parcela se caracterizó el ambiente lumínico (Factor de Sitio Directo (FSD) y Factor de sitio Indirecto (FSI) por medio de fotografías hemisféricas (72 imágenes en total), las cuales fueron posteriormente analizadas con los software *HemiView* 2,10 (Delta- T Devices, Universidad de Kansas, U.S.A) y *SideLook* 1,10 (Copyright © M. Nobis 2005, University of Technology, Darmstadt, Germany and Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Switzerland). Adicionalmente, en cada sub-parcela se midió la cantidad de sedimentos acumulada luego de un año, con la ayuda de la marcación de horizontes con feldespatos, donde al comienzo del estudio se esparció una capa de feldespatos sobre la superficie de sedimentos en 72 parcelas circulares de un área de 0,05 m<sup>2</sup> y luego de doce meses, fue extraído un núcleo de suelo que permitió determinar cuánto material se acumuló por encima de la marca (Van Wijnen & Bakker 2001). También se midieron sobre el mapa, las distancias de las sub-parcelas a las lagunas internas, al río Turbo, a la línea de costa (noroccidente) y al interior de la bahía El Uno.

En los siguientes dos censos se evaluaron el reclutamiento, la mortalidad y la supervivencia, el segundo censo se realizó a los 6 meses de establecidas las sub-

parcelas, durante la época seca (diciembre) y el tercero a los 12 meses, nuevamente en época lluviosa (agosto).

Otras variables que posiblemente influyen los procesos de mortalidad, supervivencia y reclutamiento son la precipitación, el caudal del río Turbo y la carga de sedimentos que éste transporta. Aunque no existen registros de estas variables para los años 2009 y 2010, por lo cual se trabajaron datos máximos y mínimos de años anteriores (para las gráficas solo se utilizaron los valores máximos), de precipitación (1984-2006), caudales del río Turbo (1987-2002) y sedimentos (1990-1999), proporcionados por el IDEAM -Instituto De Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Figuras 12,13 y 14), y relacionados con los porcentajes de mortalidad, supervivencia y reclutamiento por medio de un análisis descriptivo. Además se incluyeron dentro de este análisis los registros de magnitud y dirección de vientos (1949 – 1984) y altura de ola significativa-Hs (1979-2006) (gráficas 12,13 y 14), datos que fueron tomados por la estación meteorológica Turbo y registrados en Molina (2011).

Adicional a la información anterior, también se utilizaron los datos estimados por Molina (2011) de transporte de sedimentos longitudinal a partir de la aplicación de las formulaciones de CERC (1984), Kamphuis (1991) y Bayram *et al.* (2007) para siete puntos ubicados a lo largo de la línea de costa comprendida entre la desembocadura del río Turbo y Punta Yarumal (Anexos 5 y 6), sobre la cual se ubicaron dos parcelas de manglar que contenían 8 sub-parcelas de regeneración natural.

## **Análisis de datos**

Para establecer la dominancia de las especies de la regeneración, se calculó el Índice de Valor de Importancia - IVI (Curtis & McIntosh 1951).

Para detectar diferencias entre la composición del dosel y la de la regeneración natural, se compararon las abundancias relativas de las especies en uno y en otro componente por medio de la prueba no paramétrica Kolmogorov-Smirnov (sSTATGRAPHICS Plus 5,10 Manugistics, Inc) que no requiere normalidad en los datos.

Con los datos de regeneración natural de las 72 sub-parcelas, se calcularon los porcentajes de mortalidad, supervivencia y reclutamiento tanto para cada una de las especies, como por tipo de manglar. Para el primer censo, el total de los datos de la mortalidad y el reclutamiento se tomaron como el punto de partida y equivalente al 0%. La supervivencia inicial se asumió como 100%. Para el segundo censo se calcularon los porcentajes de mortalidad, reclutamiento y supervivencia con base en el total de individuos encontrados en el primer censo. En el tercer censo se realizó el mismo procedimiento.

Para establecer la relación entre los valores de supervivencia y reclutamiento de cada sub-parcela obtenidos al cabo de un año y las variables ambientales, y determinar cuál de estas variables aporta la mayor explicación a estos procesos, se realizó un Análisis de Redundancia- (AR) por medio del software CANOCO 4,5 (Ter Braak 1988).

Para establecer las diferencias entre los porcentajes de mortalidad de las especies, se construyeron tablas de contingencia para cada remediación y se analizaron por medio de una distribución de Chi cuadrada (software STATGRAPHICS Plus 5,10 Manugistics, Inc), con las siguientes categorías de mortalidad: Baja (M1:0-30%), Media (M2:31-50%), Alta (M3:51-80), Muy alta (M4:≥ 81).

Para establecer denso-dependencia en la mortalidad de las especies, se realizó un análisis de varianza con los datos de: densidad por especie, densidad total (suma de todos los individuos de todas la especies), mortalidad por especie y mortalidad total de plántulas (STATGRAPHICS Plus 5,10 Manugistics, Inc), con las mismas categorías de mortalidad que para la prueba de Chi cuadrado y con las categorías de densidad: Baja (D1:0-10), Media (D2:11-50) y, Alta (D3:≥51). También se aplicó el método de comparación múltiple de menor diferencia significativa de Fisher (LSD) para determinar si las medias de *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* son significativamente diferentes unas de otras y así identificar diferencias entre las especies en la relación entre la mortalidad y la densidad de plántulas.

## RESULTADOS

Los tres tipos de manglar identificados coinciden con los descritos en el sistema de clasificación fisiográfica de Lugo & Snedaker (1974) así:

**Los manglares de cuenca:** están dominados principalmente por *A. germinans* seguida por *L. racemosa* y de *R. mangle*. Se encontraron sobre las barras arenosas (superficies de acreción), sobre suelos bien drenados, y cercanos a la tierra firme y

con los mayores valores de sedimentación (5,10 cm/año). Comparados con los otros tipos de manglar, presentan los mayores valores de oxígeno disuelto (1,65 mg/l) en el agua intersticial, de aluminio (0,19 meq/100g), de fósforo (23,84 ppm), porcentajes de limo (41,80%) y de arena (33,50%) y el menor valor de salinidad (12,25 ‰). Sólo en este tipo de manglar se encontró la especie asociada *Pterocarpus officinalis*

**Los manglares de borde:** La especie dominante es *R. mangle*. Se encuentran rodeando la zona interior de la bahía El Uno y las lagunas internas de la punta Yarumal (Fig.1). Comparados con los otros tipos de manglares, presentan los mayores porcentajes de materia orgánica en el suelo (10,76%), los mayores contenidos de potasio (4,67 meq/100g), calcio (8,92 meq/100g) y magnesio (17,33 meq/100g). Los suelos son mas arcillosos (46,80%), con el agua de inundación ligeramente más básica (7,16) y al estar en contacto directo con agua del mar que entra en la bahía, su salinidad es ligeramente mayor a los otros tipos de manglar (15,30 ‰)

**Los manglares ribereños:** Están dominados por *L. racemosa* pero registraron también alta abundancia de las otras dos especies de mangle *R. mangle* y *A. germinans*. Se ubican detrás del manglar de borde, en las zonas donde se encuentran varios caños interiores. Presentan las especies asociadas, *Hibiscus tiliaceus*, *Terminalia catappa* y *Annona cherimola* con bajas abundancias relativas. Registran el menor valor de sedimentación (2,52 cm/año, Anexo 1). Los suelos presentan los mayores valores de pH (6,03) y conductividad eléctrica (9000 µs/cm). En estos manglares el dosel es más abierto y por eso registran los mayores valores de los índices de luz FSI y FSD (0,35 y 0,38, respectivamente) (Anexo 1).



## **Características estructurales de los manglares**

Las distribuciones diamétricas de los tres tipos de manglares (Figura 4) presentan forma de J invertida, expresando un alto potencial de regeneración y una muy baja representación de árboles en las categorías superiores. La mayor cantidad de individuos se registraron en la categoría diamétrica entre 2,5 a 10,9 cm y dentro de ésta los manglares de borde obtuvieron el mayor número de árboles/ha (2.888). En las otras categorías el número de árboles fue muy bajo. En las siguientes dos categorías 11-20,9 cm y 21-29 cm los manglares de cuenca obtuvieron el mayor número de individuos con 97 y 90 árboles/ha, respectivamente. En la última categoría (mayores a 30 cm) los manglares de borde presentaron el mayor número de individuos (56 árboles/ha)

Las distribuciones de alturas (Fig. 5) también presentaron forma de J invertida. El mayor número de árboles se ubica en la categoría de altura de 0 -10,9 metros con 6.094 árboles/ha para todos los tipos de manglar, superando ampliamente las otras dos categorías con Para esta categoría el manglar de borde abarca el mayor número con 2.928 árboles por hectárea. En la categoría de 11-20,9 metros de altura el manglar de cuenca tiene el mayor número de individuos por hectárea, 165 árboles/ha, para la categoría de 21-30 metros el manglar de borde es el de mayor número de individuos, (28 árboles/ha).

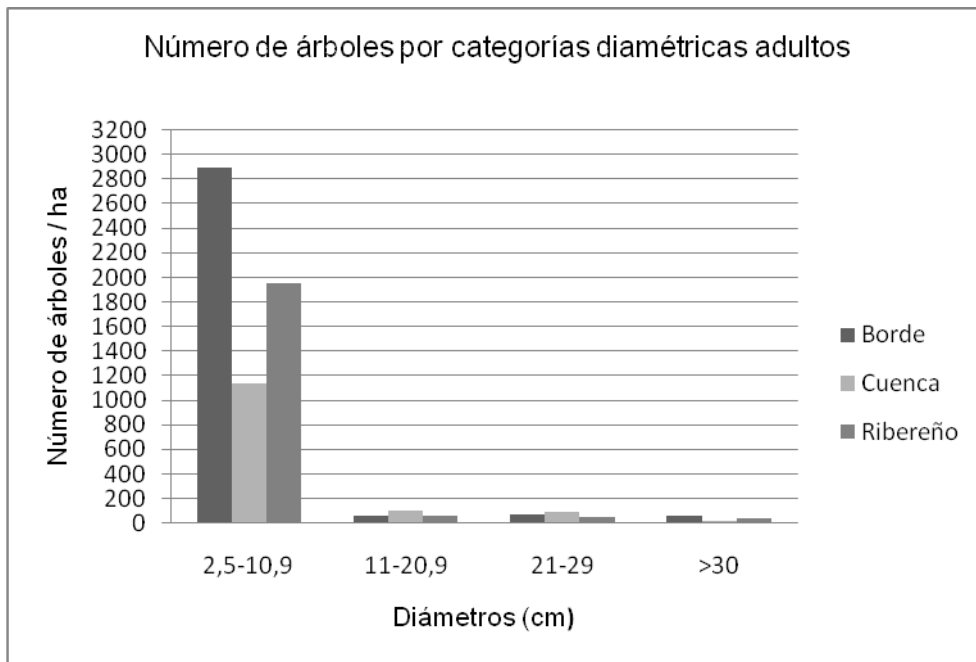


Fig. 4. Distribuciones diamétricas de árboles clasificados por tipo de manglar

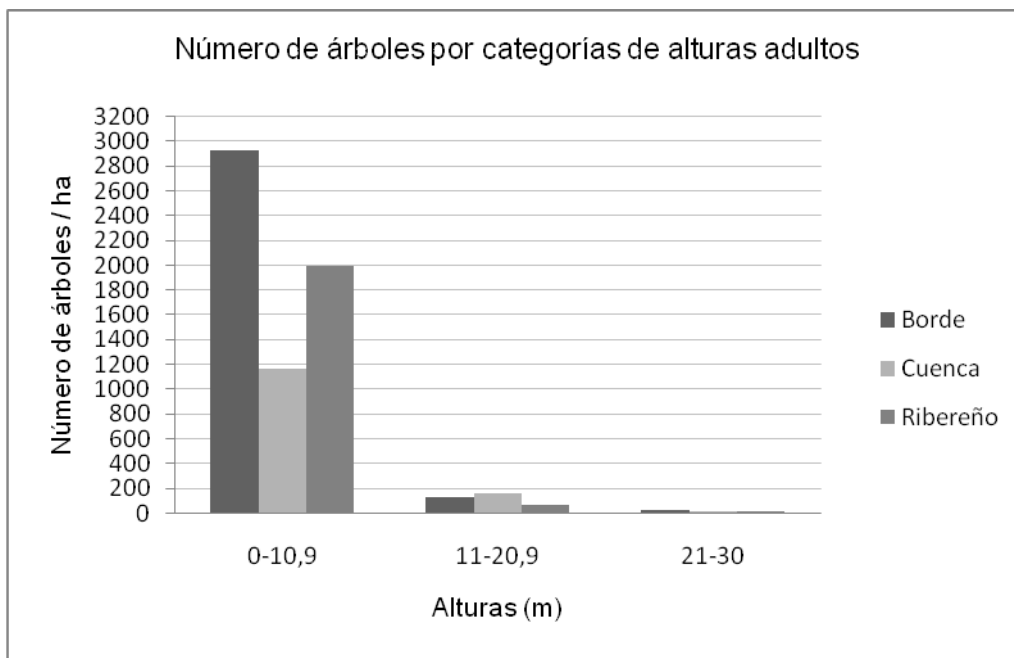


Fig. 5. Distribuciones de alturas de árboles clasificados por tipo de manglar

## Regeneración natural

Según el IVI, composición de la regeneración en la primera medición estuvo dominada principalmente por *A. germinans* en los tres tipos de manglar (Figura 6). Mientras en el manglar de borde *R. mangle* presentó el segundo lugar, en los manglares de cuenca y ribereño el segundo lugar lo ocupó *L. racemosa*, con poca diferencia con respecto a *R. mangle*. En el segundo censo se conservaron las tendencias en el IVI, pero en el tercer censo (Figura 7), se presentó una variación en el manglar ribereño al ocupar *R. mangle* el segundo lugar.

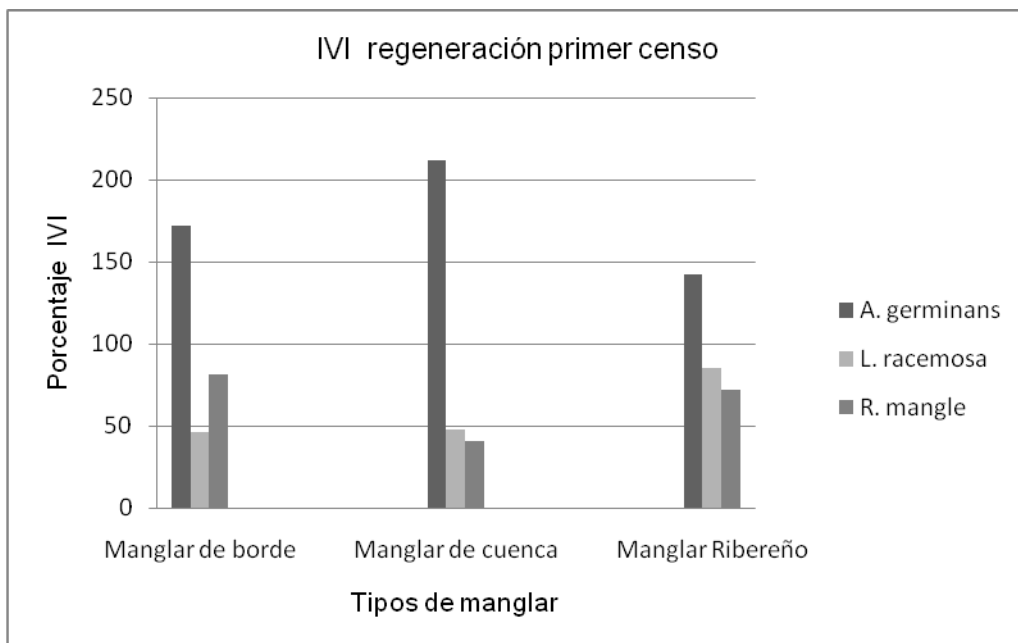


Fig. 6. Índice de Valor de Importancia de las especies de la regeneración natural en el primer censo

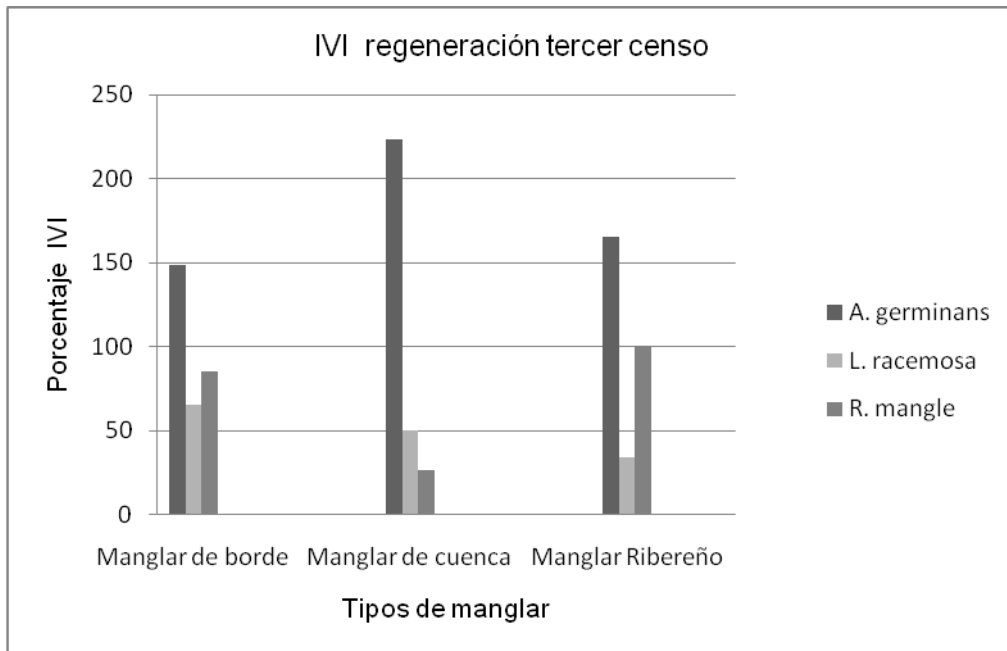


Fig. 7. Índice de Valor de Importancia de las especies de la regeneración natural en el tercer censo.

### Diferencias entre la composición del dosel y de la regeneración natural

En la comparación de las abundancias relativas entre el dosel y el sotobosque en los tres tipos de manglar y para las tres especies, con la prueba de Kolmogorov-Smirnof se encontró que dentro del manglar de borde, *A. germinans* y *R. mangle* tienen diferencias significativas entre la abundancia relativa en el dosel y el sotobosque, con ( $P < 0,05$ ), mientras que para *L. racemosa* no se presentaron diferencias significativas ( $P = 0,87$ ).

En el manglar de cuenca se registró un patrón similar al de borde, se presentaron diferencias significativas entre el dosel y el sotobosque en cuanto a la abundancia relativa de *A. germinans* ( $P < 0,01$ ) y *R. mangle*, ( $P$  valor =  $0,01$ ). La mayor

diferencia la presentó *R. mangle*. Para *L. racemosa* no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (P valor = 0,13). En el manglar ribereño se encontraron diferencias significativas entre el dosel y el sotobosque en la abundancia relativa de *A. germinans* (P < 0,05, pero no para *L. racemosa* (P valor = 0,12) y *R. mangle* (P valor = 0,12).

### **Supervivencia, mortalidad y reclutamiento de la regeneración natural**

Las Figuras 8, 9 y 10 presentan las tasas de supervivencia, mortalidad y reclutamiento para las tres especies en los tres tipos de manglar. En el manglar de borde, en los seis primeros meses (agosto-enero), la mayor supervivencia la presentaron *A. germinans* y *R. mangle* (59,26% y 52,38%, respectivamente). En el manglar de cuenca la mayor supervivencia la presentó *R. mangle* (88, 89%) seguida por *A. germinans* (61,04%). En el manglar ribereño, mientras la supervivencia de *R. mangle* fue del 100%, la de *A. germinans* disminuyó a 49,54%. En los tres tipos de manglares la menor supervivencia la presentó *L. racemosa* con valores de 47,27% (borde), 31,43% (cuenca) y 9,09% (ribereño).

A los doce meses disminuyó la supervivencia en todos los tipos de manglar. En el manglar de borde sobrevivieron 47,62% de las plántulas de *R. mangle*, 15,74% de *A. germinans*, y 10,91% de *L. racemosa*. En el manglar de cuenca el porcentaje de supervivencia de *R. mangle* fue igual al del censo anterior, 88,89%. El de *A. germinans* fue mayor que en el de borde (17,63%), pero menor que en el censo anterior, al igual que el de *L. racemosa* que disminuyó a 8,57%. En el manglar

ribera las supervivencias descendieron a 75,00% en *R. mangle*, 22,02% en *A. germinans* y el 6,82% en *L. racemosa*.

Para el manglar de borde durante los seis primeros meses la menor mortalidad la tuvo *A. germinans* (40,74%), tiempo durante el cual se reclutó el 41,20% de plántulas de esta especie. De *L. racemosa* murió el 52,73% de las plántulas, pero obtuvo el mayor reclutamiento de todas las especies (80,00%) y *R. mangle* presentó una mortalidad de 47,62% y el menor valor de reclutamiento (4,76%). En el manglar de cuenca la mayor mortalidad la presentó *L. racemosa* 68,57%, seguida por *A. germinans* 38,96%, y el menor valor fue para *R. mangle* 11,11%. En el reclutamiento *A. germinans* y *L. racemosa* presentaron los mayores porcentajes, 53,06% y 42,86%, respectivamente. No se reclutaron plántulas de *R. mangle*. En el manglar ribereño la mortalidad de *A. germinans* fue de 50,46% y reclutó 22,94%. De *L. racemosa* murió el 90,91% de las plántulas, siendo este el valor más alto y se reclutó solo el 20,45%. *R. mangle* no presentó mortalidad pero sí 12,50% de reclutamiento.

Luego de doce meses en el manglar de borde la mortalidad de *A. germinans* aumentó a 43,52% al igual que su reclutamiento 49,54%. Para la *L. racemosa* y *R. mangle* la mortalidad disminuyó a 36,36% y 4,76% respectivamente. *L. racemosa* reclutó 23,64% y *R. mangle* no presentó reclutamiento. En el manglar de cuenca la mayor mortalidad la obtuvo *A. germinans* 43,41% e igualmente el mayor reclutamiento (55,10%), seguida por *L. racemosa* con 22,86% de mortalidad y 48,57% de reclutamiento. *R. mangle* no presentó mortalidad, ni reclutamiento en este tipo de manglar. En el manglar ribereño *A. germinans* tuvo el mayor porcentaje de mortalidad 27,52% y el mayor porcentaje de reclutamiento 82,57%, mientras *L.*

*racemosa* presentó los valores más bajos de mortalidad (2,27%) y de reclutamiento, (4,55%) para *R. mangle* la mortalidad y el reclutamiento fueron de 25,00%.

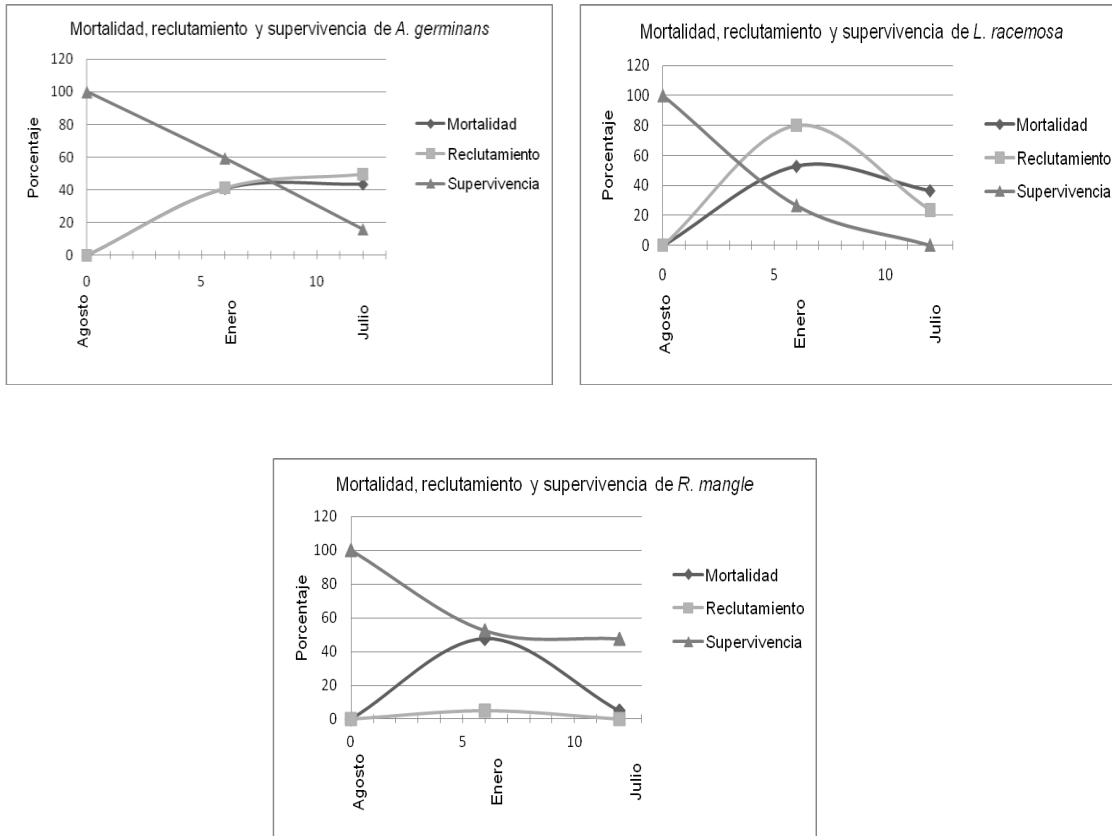
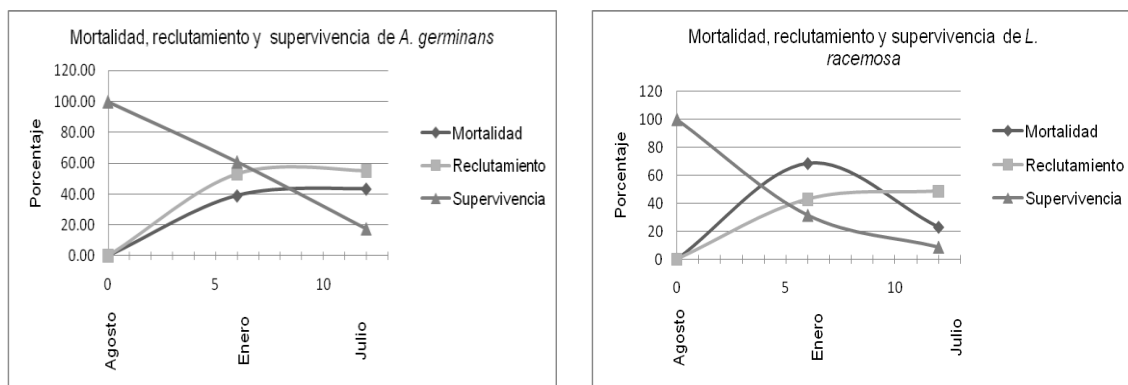


Fig. 8. Mortalidad, reclutamiento y supervivencia del manglar de Borde



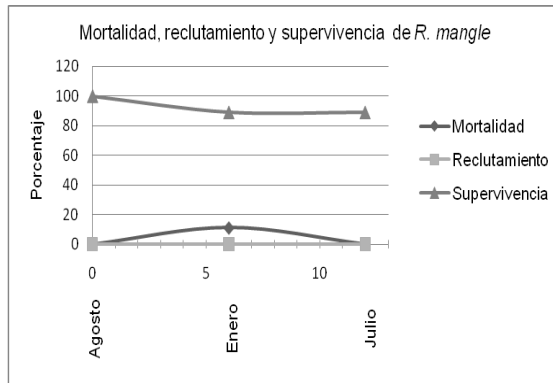


Fig. 9. Mortalidad, reclutamiento y supervivencia del Manglar de Cuenca

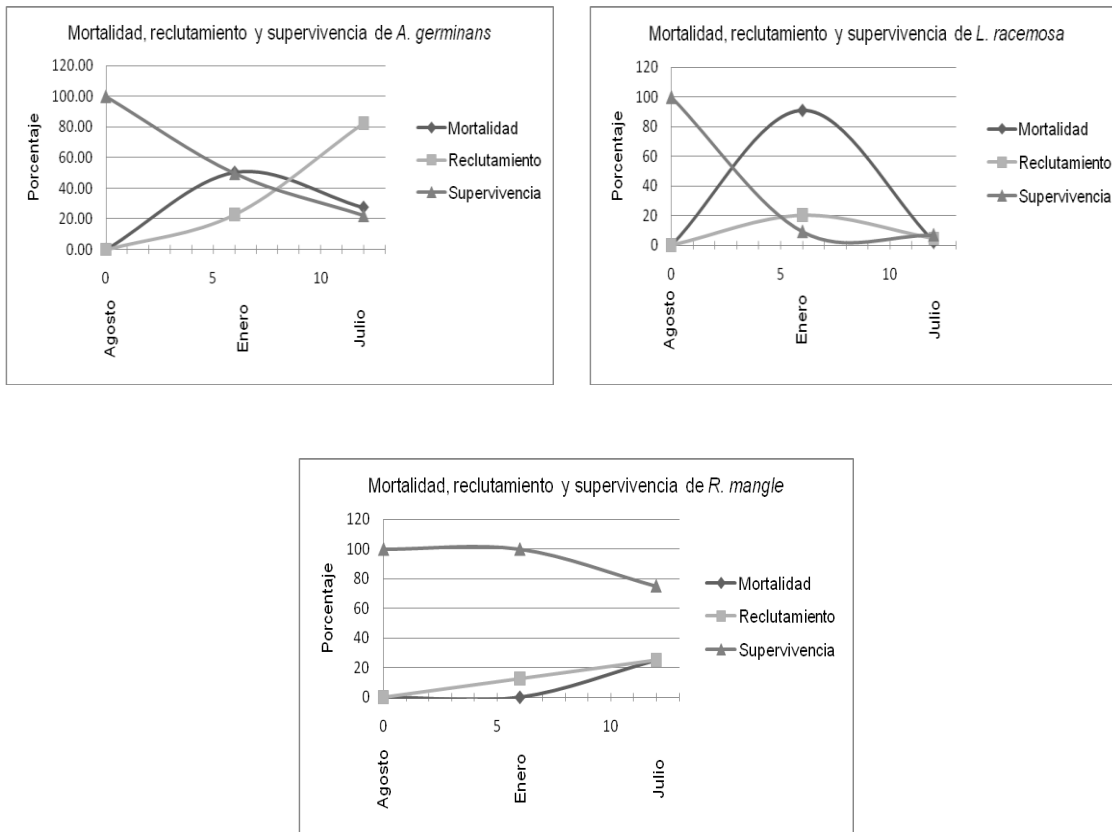


Fig. 10. Mortalidad, reclutamiento y supervivencia del Manglar Ribereño



## **Análisis de Redundancia para la regeneración natural**

En el Cuadro 2 y la Figura 11 se presentan los resultados del Análisis de Redundancia (AR) para la regeneración natural y las variables ambientales. Este mostró que de las variables ambientales medidas (FSD, tasa de sedimentación, herbivoría, distancia a las lagunas internas, al río Turbo, y a la línea de costa) los dos primeros ejes explicaron el 43,00% de la variación de la regeneración.

La sedimentación y la distancia al río fueron las variables con mayor peso en el primer eje, con coeficientes canónicos de 0,60 y -0,38, respectivamente, y para el segundo eje las variables con mayor peso fueron la distancia a las lagunas internas y FSD, con coeficientes canónicos de -0,80 y 0,40 respectivamente.

El primer eje del AR estuvo altamente correlacionado con la sedimentación ( $R= 0,50$ ) y la distancia al río Turbo ( $R= -0,40$ ). El segundo eje estuvo altamente correlacionado con la herbivoría de *L. racemosa* ( $R=0,30$ ) y la distancia a las lagunas ( $R= - 0,40$ ).

En el AR de la regeneración se identificaron cuatro grupos: el primero en la parte superior de la gráfica en el cual se agrupan las sub-parcelas asociadas a la herbivoría de *A. germinans*, el reclutamiento de *R. mangle* y a la herbivoría, supervivencia (parcelas que después de un año tenían al menos un individuo) y reclutamiento de *L. racemosa*. El segundo, conformado por las parcelas asociadas a la supervivencia de *R. mangle* y de *A. germinans*, también a la herbivoría de *R. mangle*, la distancia al río Turbo y al SD (luz). La supervivencia de *A. germinans* se encuentra opuesta al vector de sedimentación y está directamente relacionada con la mayor distancia al río Turbo. Al tercero pertenecen las parcelas asociadas a la

distancia al mar y a las lagunas, y por último, el cuarto grupo está conformado por las parcelas asociadas al reclutamiento de *A. germinans* y los mayores valores de acumulación de sedimentos (Fig. 11) este grupo tiene la tendencia a dividirse en dos subgrupos en el cual las parcelas con los valores más altos de sedimentación (manglar de cuenca) se ubican más cerca de la cabeza del vector sedimentación, y las parcelas con valores un poco más bajos están más cerca al origen del mismo. El valor máximo de sedimentación encontrado fue de 12 cm/año en la parcela número dos (sub-parcelas uno y dos), el valor mínimo fue 0,90 cm en la parcela diecisiete (sub-parcela dos).

Las distancias al mar y a las lagunas internas, son las variables que agrupan la mayoría de las subparcelas pertenecientes al tipo de manglar ribereño. Tal como se observa en los datos de distancia (Anexo 1), el manglar Ribereño obtuvo los mayores valores de distancia tanto al mar como a las lagunas internas.

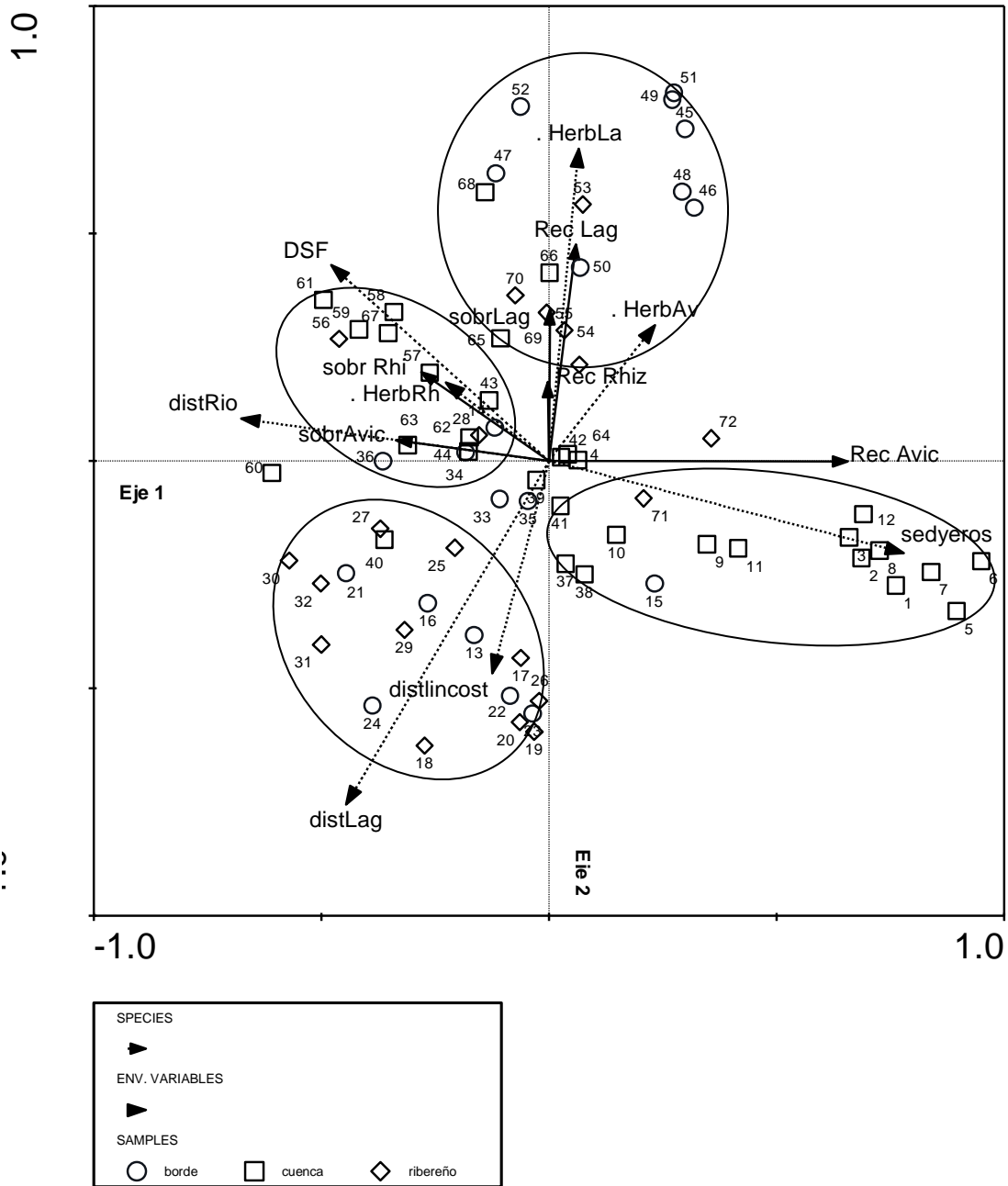


Fig. 11. Análisis de Redundancia regeneración natural y variables ambientales

Variables	Coeficientes		Correlaciones	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
Sedimentación (cm/año)	0,62	-0,12	0,51	-0,10
FSD	-0,19	0,39	-0,31	0,21
Herbivoría <i>A. germinans</i>	0,25	0,14	0,15	0,14
Herbivoría <i>L. racemosa</i>	0,24	0,23	0,04	0,33
Herbivoría <i>R. mangle</i>	-0,34	0,11	-0,15	0,08
Distancia al río (cm)	-0,38	0,14	-0,45	0,05
Distancia a las Lagunas (cm)	-0,01	-0,80	-0,29	-0,36
Distancia a la línea de costa (cm)	-0,12	0,07	-0,08	-0,22
	Ejes			
	1	2	3	4
Valores propios	0,42	0,01	0	0
Porcentaje de varianza acumulada de los datos de las especies	42,1	42,7	42,7	42,7

CUADRO 2 Análisis de redundancia regeneración natural: coeficientes canónicos, correlaciones de las variables ambientales con los dos primeros ejes y valores propios.

### Regeneración y variables climáticas

Las Figuras 12, 13 y 14 permiten inferir algunas relaciones entre la precipitación, el caudal del río Turbo y la carga de sedimentos con la supervivencia, la mortalidad y el reclutamiento de las especies de manglar.

Del mes de Mayo al mes de noviembre se presentó un descenso en la supervivencia de todas las especies, aunque menos pronunciado para *R. mangle* que para las otras especies, que coincide con la época más lluviosa y con uno de los mayores picos de lluvias según los valores máximos históricos. En los mismos meses también se presentaron los máximos valores de caudales del río y el pico más alto de acumulación de sedimentos. Para estos meses el oleaje presentó las menores alturas (0,25 m) y el viento bajas velocidades (entre 3,80 y 4,20 m/s) en dirección

sureste. Durante ese mismo periodo de tiempo, el reclutamiento de *A. germinans* fue un poco superior a la mortalidad, estado que hemos denominado en equilibrio. Mientras para *L. racemosa* y *R. mangle* ocurrió lo contrario. Para los valores mínimos, en el periodo comprendido entre el mes de julio a noviembre se observaron variaciones no muy pronunciadas de caudales y sedimentos y la precipitación presentó un comportamiento con tendencia a la disminución.

Entre el mes diciembre y hasta abril para los valores máximos se presentó un descenso en la precipitación, los caudales y la acumulación de sedimentos, que también se evidenció para los mínimos. Los valores de viento aumentaron casi a 6m/s y cambiaron de dirección pasando de sureste a noreste y el oleaje se encontró en sus valores más altos. Durante estos meses la supervivencia siguió descendiendo de forma casi lineal para *A. germinans*, un poco más pronunciada para *L. racemosa* y en menor proporción para *R. mangle*. La mortalidad y el reclutamiento se encontraron en equilibrio en las tres especies pero con mayor cantidad de reclutas de *A. germinans*.

La información registrada por Molina (2011) del transporte longitudinal de sedimentos mostró una dinámica constante con cualquiera de las formulaciones, los puntos que tuvieron el mayor transporte de sedimentos fueron P2 y P5 (Anexos 5 y 6), por lo que en estos lugares hay mayor erosión que en los demás, coincidiendo con las sub-parcelas de regeneración ubicadas entre estos dos puntos que presentaron pérdida del horizonte feldespató que es también un indicador de este proceso de erosión.

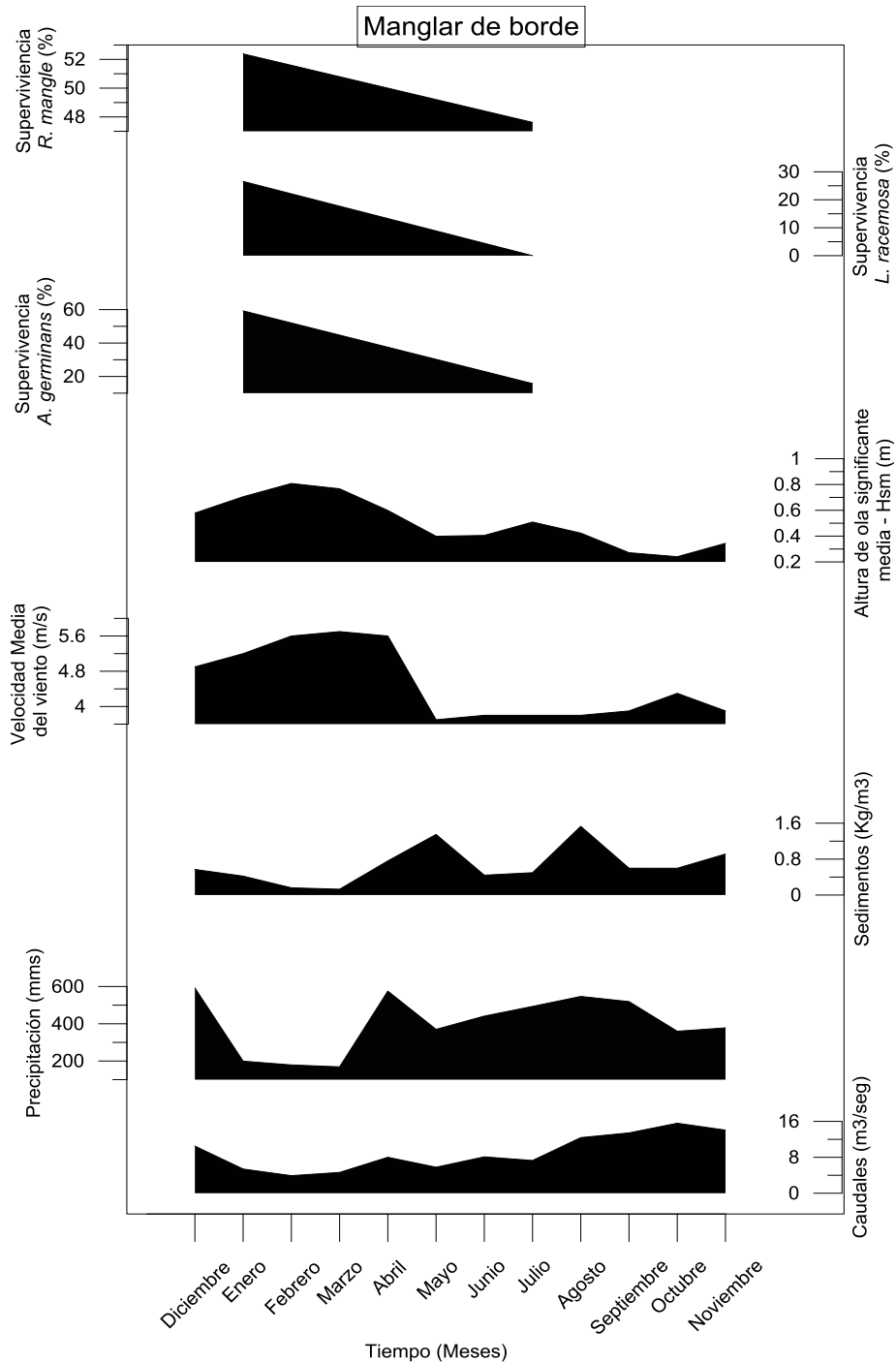


Fig. 12. Comparación porcentajes de supervivencia *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* del manglar de borde con: datos climáticos históricos municipio de Turbo (precipitación (1984-2006), caudales del río Turbo (1987-2002), aporte de sedimentos (1990-1999), (Fuente: IDEAM), Ciclo anual de vientos y oleaje punta Yarumal (Fuente: Molina 2011).

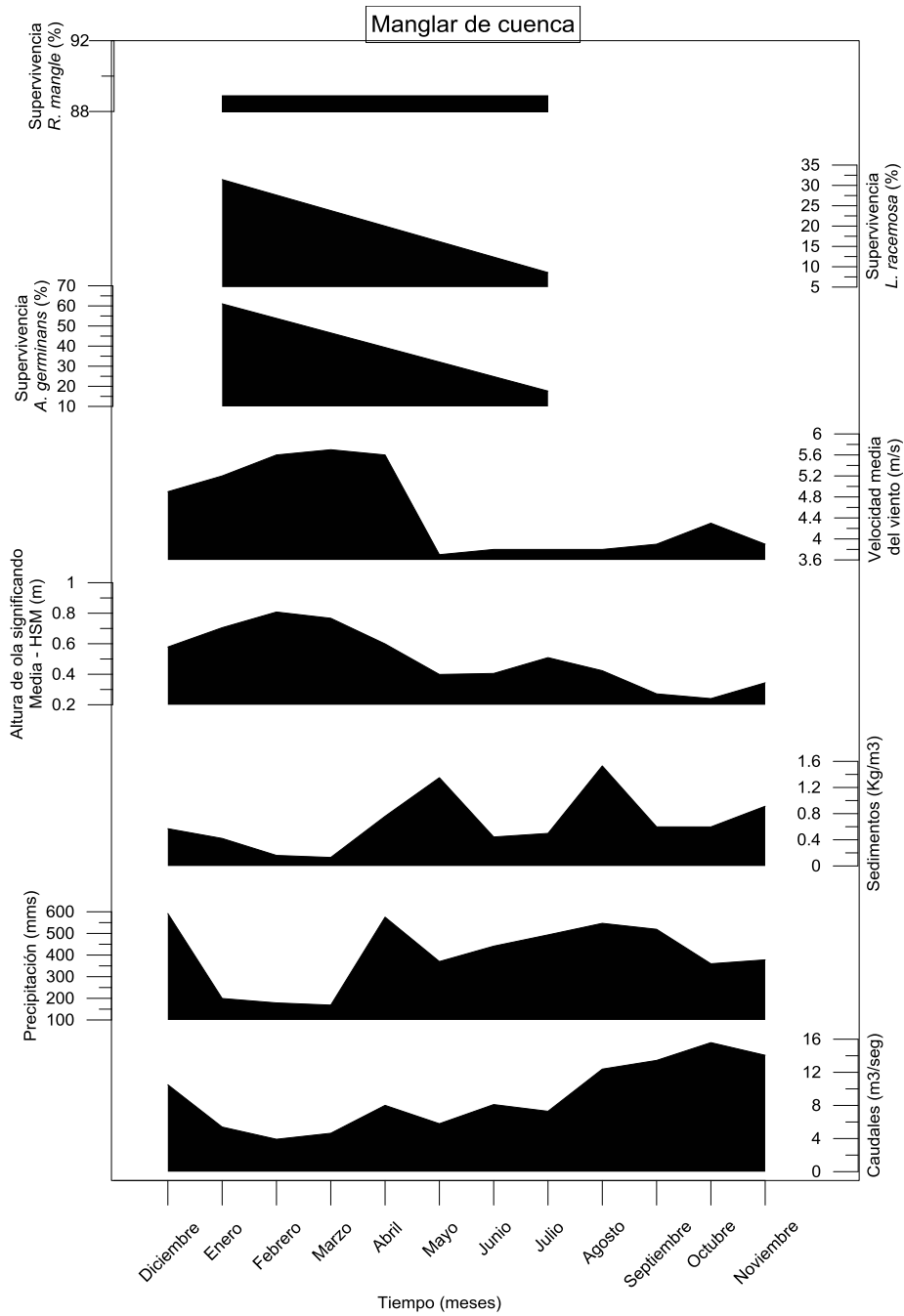


Fig. 13. Comparación porcentajes de supervivencia *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* del manglar de cuenca con: datos climáticos históricos municipio de Turbo (precipitación (1984-2006), caudales del río Turbo (1987-2002), aporte de sedimentos (1990-1999), (Fuente: IDEAM), Ciclo anual de vientos y oleaje punta Yarumal (Fuente: Molina 2011).

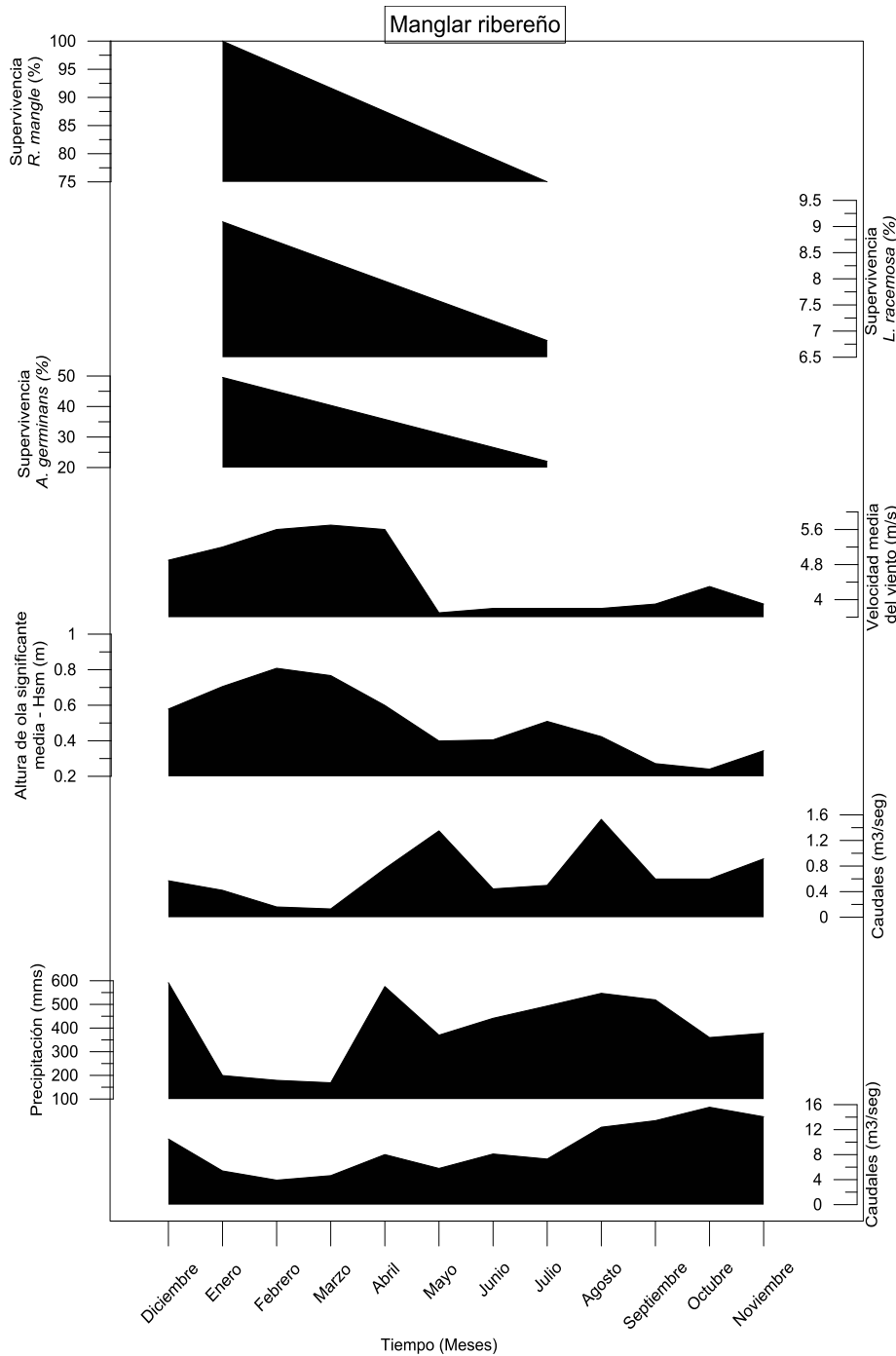


Fig. 14. Comparación porcentajes de supervivencia *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* del manglar ribereño con: datos climáticos históricos municipio de Turbo (precipitación (1984-2006), caudales del río Turbo (1987-2002), sedimentos (1990-1999), (Fuente: IDEAM), Ciclo anual de vientos y oleaje punta Yarumal (Fuente: Molina 2011).



## Diferencias en las tasas de mortalidad entre especies

Los resultados de la prueba de Chi cuadrado con tablas de contingencia, (Fig. 12) realizada para determinar si se presentaba independencia entre las categorías de mortalidad y las diferentes especies del manglar, en los primeros 6 meses, mostró la independencia entre ellas ( $X^2 = 19,75$ ,  $P < 0,05$ )

Mientras en *R. mangle* y *L. racemosa* la mayor proporción de la mortalidad se concentró en la categoría de mortalidad media (M2: 31-50%), en *A. germinans* lo hizo en la categoría de mortalidad muy alta (M4:  $\geq 81\%$ ) (Fig. 12).

En el tercer censo (a los 12 meses) la prueba de Chi cuadrado no fue significativa, al no poder rechazar  $H_0$  que preconiza la independencia entre las categorías anotadas de mortalidad y las especies  $X^2 = 5,57$ ,  $P = 0,47$ .

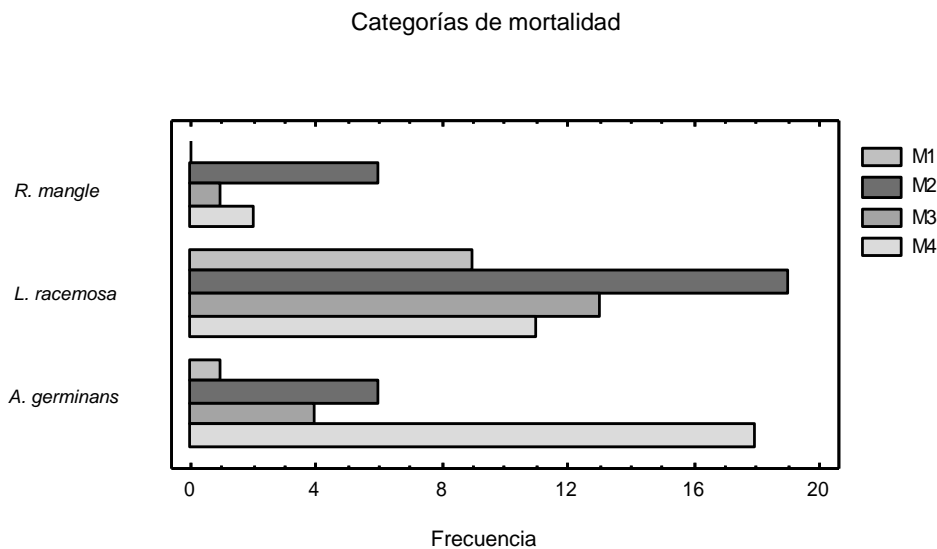


Fig 12. Categorías de mortalidad primer censo (Baja (M1:0-30%), Media (M2:31-50%), Alta (M3:51-80), Muy alta (M4: $\geq 81$ ))

## Densodependencia.

El análisis de varianza donde se relacionó la mortalidad de plántulas, de todas las especies de manglar, y la densidad de las mismas, mostró, una relación estadísticamente significativa ( $F_{3,212} = 14,17$ ,  $P < 0,01$ ). Igualmente se realizaron comparaciones múltiples para identificar diferencias entre las especies en la relación entre la mortalidad y la densidad de plántulas. Entre *A. germinans* y *L. racemosa* no se presentaron diferencias significativas, con un 95,00% de confianza. Sin embargo, entre *A. germinans* y *R. mangle* si, al igual que entre *L. racemosa* y *R. mangle* (Fig.13, Cuadro 4).

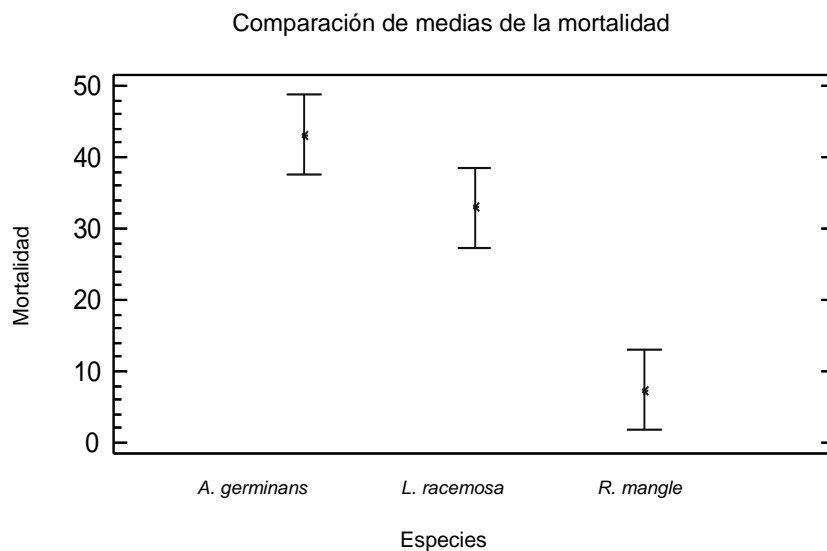


Fig. 13. Comparación de medias de la mortalidad para *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* en relación con la densidad

Comparaciones múltiples 95,0 porcentaje LSD				
LS Sigma				
Especie	Recuento	LS Media	(desviación estándar)	Grupos Homogéneos
<i>R. mangle</i>	72	7,30	4,00	X
<i>L. racemosa</i>	72	32,90	4,00	X
<i>A. germinans</i>	72	43,10	4,00	X

CUADRO 4. Comparaciones múltiples densodependencia

#### Densodependencia y Herbivoría:

Según el análisis de varianza la relación entre la mortalidad y la herbivoría fue significativa ( $F_{4, 211} = 19,66$  y un  $P < 0,01$ ), cuando se consideran todas las especies del manglar.

En las comparaciones múltiples para la mortalidad por especie y su relación con la herbivoría, se encontró que la media de *A. germinans* es significativamente diferente a la de *L. racemosa* y también a la de *R. mangle*. También se encontró que las medias de *L. racemosa* y *R. mangle* no presentan diferencias (fig.14, Cuadro 5).

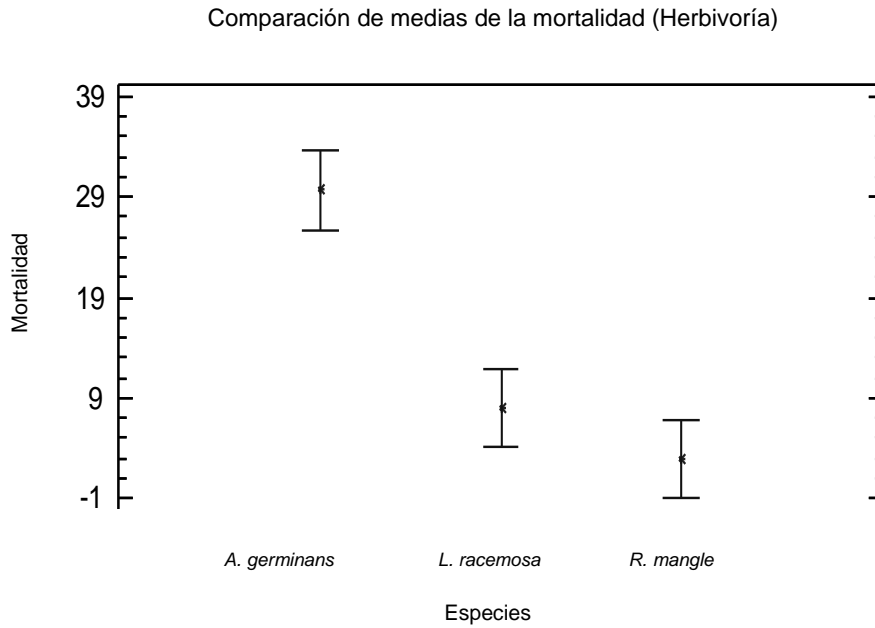


Fig. 14. Comparación de medias de la mortalidad para *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* en relación con la herbivoría.

Comparaciones múltiples 95,0 porcentaje LSD				
LS Sigma				
Especie	Recuento	LS Media	(desviación estándar)	Grupos Homogéneos
<i>R. mangle</i>	72	2,90	2,70	X
<i>L. racemosa</i>	72	7,90	2,70	X
<i>A. germinans</i>	72	29,70	2,80	X

CUADRO 5. Comparaciones múltiples densodependencia en relación con la herbivoría

## DISCUSIÓN

### Características estructurales de los manglares

La distribución en forma de jota invertida que se observa en las gráficas de las categorías diamétricas y de alturas (Figuras 4 y 5) están reflejando alto potencial de regeneración debido a que las categorías más pequeñas (2,50 a 10 cm de DAP) para el diámetro y (0-10 metros) para las alturas, presentaron el mayor número de individuos mientras se encontró un muy bajo número en las categorías mayores. Sin embargo, también refleja el fenómeno de extracción intensiva de madera proveniente de árboles de las mayores tallas, por parte de los pobladores locales tal como lo han reportado CORPOURABÁ (2003) y Sánchez *et al.* (1997). Esta actividad ayuda explicar no solo la mayor disponibilidad de luz en los manglares de borde y ribereños, donde se presenta la mayor extracción, sino también la distribución y comportamiento de la regeneración natural (como se analiza más adelante), al disminuir el número de individuos en edad reproductiva de las tres especies de manglar, principalmente de *R. mangle* y *L. racemosa* que son las especies más extraídas. Los datos mostraron que la mayoría de los individuos con mayores alturas y diámetros pertenecen a *A. germinans*, que es la especie menos explotada según la información dada en comunicación personal por los mismos cortadores encontrados realizando esta actividad.

### Regeneración natural

Según el índice de valor de importancia (Figuras 6 y 7) de la regeneración en los tres censos *A. germinans* fue la especie dominante, seguida por *L. racemosa*, excepto para el manglar de borde donde la especie codominante- fue *R. mangle*. La

dominancia de *A. germinans* podría explicarse como una manifestación de la estrategia de alta producción de propágulos que tiene la especie (Jiménez, 1994) ya que tanto *L. racemosa* como *A. germinans* producen grandes cantidades de propágulos pequeños que se dispersan por el agua pero, no todos los que se producen llegan a establecerse exitosamente (Ellison & Farnsworth 1993), y los que sí logran hacerlo tienen que sobrevivir a las condiciones que encuentran en el lugar donde se establecieron (Krauss *et al.* 2008). La dominancia de *A. germinans* en el sotobosque también es una expresión de lo que sucede en el dosel y, para la zona de estudio el impacto que tiene la tala de árboles de *L. racemosa* y *R. mangle*, tal como se mencionó anteriormente, reduce las posibilidades de encontrar mayor cantidad de individuos en edad reproductiva y por tanto, plántulas de estas especies. Además, crea claros que son aprovechados por las plántulas de *A. germinans* debido a algunas condiciones favorables (principalmente de luz), y que son sitios importantes para el establecimiento y la sustitución de las especies del sotobosque y del dosel (Rabinowitz 1978a).

En el tercer censo cambió la codominancia- del manglar ribereño, donde el segundo lugar ocupado por *L. racemosa* pasó a ser ocupado por *R. mangle*. Este cambio y la codominancia de *R. mangle* en el manglar de borde, son manifestaciones de las preferencias ambientales que tiene *R. mangle*, pues algunas observaciones muestran que la mortalidad y el crecimiento pueden variar de acuerdo con los factores edáficos y los gradientes de marea (Patterson & Mendelsohn, 1991), por ejemplo, en los manglares de borde y ribereños la especie mejor adaptada es *R. mangle* por soportar mayores periodos de inundaciones y bajo oxígeno disponible (Ellison & Farnsworth 1993).

## **Diferencias entre la composición del dosel y de la regeneración natural**

La prueba de Kolmogorov-Smirnof mostró que *A. germinans* presenta diferencias significativas entre las abundancias relativas del dosel y la regeneración en los tres tipos de manglar. *R. mangle* mostró diferencias en el manglar de cuenca y el de borde y *L. racemosa* no tuvo diferencia significativas en ninguno, esto está relacionado con que las plántulas y juveniles del manglar están expuestas a diversos factores que las afectan de manera diferente que a los adultos de la misma especie, esto debido a el tamaño pequeño, tasas rápidas de crecimiento, mecanismos para evitar el estrés poco desarrollados y tejidos suaves. (McKee 1993a).

## **Supervivencia, mortalidad y reclutamiento de la regeneración natural**

*R. mangle* presentó la mayor supervivencia en los censos dos y tres, en los tres tipos de manglares. El menor porcentaje de supervivencia en todos los censos y tipos de manglar lo presentó *L. racemosa*, tal como se registró en el delta del Rio Ranchería, (Lema & Polania, 2005), en la Ciénaga Grande de Santa Marta - Caribe Colombiano (Elster 1998) y en Belice (Ellison & Farnsworth 1993, McKee 1995). Igualmente, Rabinowitz (1978a) encontró que las plántulas de *R. mangle* pueden persistir por más de un año en el sotobosque, pero las cohortes de *A. germinans* y *L. racemosa*, rara vez sobreviven más de seis meses bajo adultos congéneres o bajo heteroespecíficos.

En concordancia con la supervivencia, las especies con los mayores porcentajes de mortalidad fueron *L. racemosa* (segundo censo) y *A. germinans* (el tercer censo). La especie con los mayores valores de reclutamiento fue *A. germinans*, lo cual incide en que sea la especie dominante de la regeneración. Elster *et al.* 1999c obtuvo resultados similares *L. racemosa* presentó las mayores mortalidades y *R. mangle* las más bajas.

Las diferencias de los porcentajes de supervivencia entre ambos censos podrían ser explicadas en parte por la ocurrencia del “mar de leva”, registrado durante el segundo censo (Enero de 2009) (Anexo 7) en el cual se incrementa el nivel del mar y da como resultado la inundación de áreas a lo largo de toda la costa (Lacambra 2003). Estos fenómenos son ocasionados por el efecto de fricción entre la superficie del mar y la masa de aire atmosférico en movimiento en forma de viento, el cual es intensificado con el paso de sistemas atmosféricos de bajas presiones que empujan las aguas oceánicas hacia la costa causando oleaje fuerte y con una duración promedio de dos días (CIOH 2010). Zapata (en elaboración) realizó una investigación histórica donde recopila eventos de mar de leva entre 1973 – 2008 en la Costa Atlántica, registrados durante la época seca (noviembre a febrero,). Martínez (2010) contrastó algunos de estos datos con valores de series de cota de inundación y estimó en 1,14 m el valor promedio de la serie de cota de inundación en los eventos de mar de leva encontrados. Considerando que los manglares estudiados se encuentran a 1 msnm, este dato muestra que el mar de leva inunda la costa de forma amplia y por lo tanto se consideró uno de las causas de los porcentajes de la mortalidad encontrados para el tercer censo.



Aunque las plantas de los manglares presentan una serie de características morfológicas, anatómicas y fisiológicas que les permite sobrevivir en ambientes inundados (Tomlinson 1999) la inundación puede actuar como factor de presión para las plántulas y juveniles de éstas, sobre todo si quedan cubiertas por niveles altos de agua durante periodos prolongados (Reyes *et al.* 2002). Además de la inundación que causa el mar de leva, la energía del oleaje y la fuerza con la que éste llega a las orillas, causa remoción del suelo y afecta el desarrollo de cualquier plántula que esté cerca y que aún no tenga el desarrollo de raíces necesario para mantenerse en pie, ya que este fenómeno repercute en el incremento significativo de la velocidad de los vientos de hasta 35 nudos (60Km/h) y altura de olas con valores entre 2,50 a 4,50 metros (CIOH 2010).

### **Análisis de Redundancia para la regeneración natural**

En el AR (Figura 11) se registran las diferencias entre los factores que afectan la regeneración de las especies del manglar. Los grupos observados en este análisis están agrupados por efecto de las variables ambientales y no se evidenciaron los tipos de manglar, por cual se consideró que las variables ambientales medidas para la regeneración operan a una escala más pequeña que las que agrupan los tipos de manglar.

La supervivencia de la especie *A. germinans* se encuentra opuesta a la sedimentación y está relacionada con la distancia al río Turbo, pues este es la principal fuente de aporte de sedimentos, sobre todo en las subparcelas más cercanas a él, para las cuales se midieron los valores más altos de sedimentación

que llegaron a alcanzar 12cm luego de un año, mientras en otras subparcelas los valores fueron muy cercanos a cero y en algunos casos la marca de feldespató no apareció, lo que podría estar mostrando un proceso de erosión, que el método no permitió registrar con precisión y por tanto es considerado solo una valoración cualitativa de la erosión (Krauss *et al.* 2003). Aunque esta alta sedimentación disminuyó la supervivencia de *A. germinans*, dejó un sustrato disponible para la llegada de nuevas plántulas por lo cual se asoció también al reclutamiento de *A. germinans*; resultados similares fueron encontrados por Thampanya *et al.* (2002a) quienes registraron un aumento en la sensibilidad al sepultamiento cuando la sedimentación es mayor de 16 cm en las plántulas de *A. germinans*, aunque Ellison (1999) sugiere que un sepultamiento de más de 10 cm puede provocar la muerte de las plántulas, y Terrados *et al.* (1997) también demostraron que sedimentos con valores por encima de 8 cm retrasaron el crecimiento y aumentaron de la mortalidad de las plántulas de *Rhizophora apiculata*.

Los mayores valores de sedimentación los presentaron en su orden el manglar de cuenca y el manglar de borde (Anexo 1) y coincidiendo con esto con que en el tercer censo las mayores mortalidades las presentaron *A. germinans* y *L. racemosa* las especies dominantes en estos tipos de manglar, a pesar de que los valores promedios de sedimentación no superaron los 10 cm de valor límite, reportado por Ellison (1999). Además, se observó que las plántulas de estas especies que tienen poco tiempo de haberse establecido tienen menos posibilidades de sobrevivir a los procesos de sedimentación que las de *R. mangle*, que presentan propágulos alargados y de mayor altura que éstas. Esta característica parece ser la que confiere

una ventaja para la sobrevivencia de los propágulos sobre otras especies de este género, ante altos niveles de sedimentación (Thampanya *et al.* 2002 b).

Las subparcelas agrupadas junto a la especie *R. mangle* (Figura 11) presentaron los valores más altos del índice de luz directa (FSD), por lo que se plantea que para la supervivencia de las plántulas de esta especie la cantidad de luz es más importante que para las otras dos especies. Aunque los manglares han sido clasificados como intolerantes a la sombra (Ball & Critchley 1982, Janzen 1985), Ellison y Farnsworth (1993) encontraron que las plántulas de *R. mangle*, en general, tienen un mejor desempeño en los grandes claros del dosel; parece ser que el proceso ontogénico produce cambios en la adaptación a la luz, por lo cual las plántulas aparentemente se adaptan al medio ambiente del sotobosque sombreado (Snedaker 1982, Smith & Lee 1999), pero los árboles maduros se desempeñan mejor bajo la influencia de la más luz solar (Farnsworth & Ellison 1996b). Esta plasticidad ontogénica le permite a las plántulas sobrevivir y aprovechar una mayor diversidad de ambientes (Smith & Lee 1999).

El tercer grupo identificado en el AR de la regeneración fue el conformado en un 50% por las subparcelas ubicadas dentro del manglar ribereño y la otra mitad a las ubicadas dentro del manglar de borde, y estas se asociaron a la distancia al mar y a las lagunas, donde el vector de distancia a las lagunas presentó mayor longitud que el de la distancia al mar. La distancia a la que el manglar se encuentra del mar y de las lagunas internas es importante debido a la influencia que estos generan sobre las características del suelo, pues cuando las subparcelas están más cercanas al borde, en este caso de las lagunas, el terreno pasa mayor tiempo inundado y puede presentar menos oxígeno disuelto. La distancia al mar es también importante

debido al aporte de materia orgánica, nutrientes y sedimentos que hace éste al manglar. Las subparcelas pertenecientes al manglar ribereño también se ven influenciadas por la distancias al mar y las lagunas pero teniendo en cuenta que se encuentran ubicadas detrás del manglar de borde, por lo que tiene un menor nivel de inundación, que es factor muy importante y que en el área de estudio varía de acuerdo con la distancia a la línea de costa, las lagunas internas, al interior de la bahía y al río Turbo, esto según lo observado durante los censos. De forma similar Ball (1988) y McKee (1993a, b,) encontraron que los cambios en la elevación de la superficie del suelo provocan variación en la profundidad y duración de la inundación por las mareas, lo cual interviene en los factores edáficos y en la distribución de las plántulas de las tres especies investigadas.

A pesar de que la herbivoría no se midió cuantitativamente, presentó vectores de tamaños representativos en el AR, especialmente asociada (Figura 11) al reclutamiento y supervivencia de *L. racemosa* tal como lo registran Reyes *et al.* (2002). Igualmente para la herbivoría de *A. germinans* y el reclutamiento de *R. mangle*, indicando la importancia de esta variable en los procesos de supervivencia y reclutamiento de las especies del manglar. Sin embargo, el efecto de la herbivoría es diferencial, y conjuntamente con la inundación puede actuar como filtro selectivo y afectar el tamaño de población de las especies del manglar. Por ejemplo, en cuanto al total de individuos por cada especie y por subparcela, el mayor porcentaje de herbivoría los registró *R. mangle* (97,4%) (Anexo 2), y en segundo lugar *A. germinans* (61,50%), pero con un valor muy cercano al de *L. racemosa*. Este resultado difiere con lo encontrado por Reyes *et al.* (2002), pues ellos registraron que el daño por insectos herbívoros fue mayor en *L. racemosa*, pero

es similar al encontrado por Ellison & Farnsworth (1991) , quienes atribuyen las diferencias en la herbivoría de las especies a la variación en la palatabilidad de las hojas, la textura, la composición química o el contenido de nutrientes.

En la Figura 11 se muestra la relación entre la herbivoría y la supervivencia de *R. mangle*, con el factor de luz directa (FSD), reflejando la incidencia sobre la herbivoría tal como lo señalan Ellison & Farnsworth (1991) quienes encontraron que las plántulas que crecieron en ausencia de un dosel experimentaron sólo la mitad del porcentaje de daño al que presentaron las hojas de las plántulas que estaban bajo la sombra.

Es importante mencionar que durante el segundo censo (enero 2009) se encontró en el área conformada por las parcelas uno, dos y tres (Figura 3) un ataque masivo de la oruga de la mariposa *Junonia evarete Cramer* (Anexo 3) (identificada visualmente por Polania 2011, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín) solo sobre plántulas de *A. germinans* que llevaban poco tiempo establecidas pues aun tenían presente el cotiledón. Un ataque similar también fue reportado en la Ciénaga Grande de Santa Marta – Colombia, por Elster *et al.* (1999c) donde registraron que las orugas se alimentan exclusivamente de propágulos, plántulas y pneumatóforos de *A. germinans*, que preferían las plántulas a las plantas más viejas y no se alimentaban de los árboles. En algunos sitios, el 100% de las plántulas de *A. germinans* murieron debido al ataque de la oruga.

## Regeneración y variables climáticas

Las tendencias de los datos históricos señalan que el aumento del caudal y de la carga de sedimentos en la época de mayor precipitación sobre el río Turbo, afectan la supervivencia de la regeneración natural de todas las especies y en todos los tipos de manglar, exceptuando a *R. mangle* en el manglar de cuenca. Elster *et al.* (1999c) también registró la mayor mortalidad de plántulas durante la estación lluviosa principal de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

En la época de lluvias para la zona también la salinidad del agua del Golfo de Urabá aumenta, encontrándose aguas mixohalinas con aproximadamente 28‰ a 1 metro de profundidad (INVEMAR 2007) que superan el rango óptimo de función fisiológica de las plántulas siendo otro cambio que no permite que sobrevivan un número superior de plántulas de las que mueren.

La supervivencia disminuyó entre el mes de mayo y noviembre cuando se presentan los valores más altos tanto de los máximos como de los mínimos de estas variables. *R. mangle* puede resistir un poco mejor los periodos de mayor precipitación, caudales y sedimentos pues se encuentra adaptada a suelos más inestables, característicos la zona intermareal baja, a diferencia de *A. germinans* y *L. racemosa* que no están adaptadas a tales condiciones, por lo que se establecen en zonas intermareales más altas (Mckee 1995, Reyes *et al.* 2002). Pero durante estos meses, *R. mangle* y *L. racemosa* no presentaron equilibrio entre la mortalidad y el reclutamiento, esto podría estar explicado por un exceso de sedimentos que tapa los propágulos nuevos y no permite que estos se levanten para enraizar, disminuyendo la cantidad de reclutas.

En el periodo entre diciembre y abril, cuando se presenta un descenso en la precipitación, los caudales y la sedimentación tanto para los valores máximos como mínimos, se mantiene la tendencia a la disminución en la supervivencia, pero las condiciones de menor inundación y sedimentación favorecen el balance entre el reclutamiento y la mortalidad para todas las especies en todos los tipos de manglar, excepto para *L. racemosa* en el manglar de borde, donde se presentan inundaciones con mayor profundidad y suelos de condiciones más reducidas (Mckee 1995) que, independientemente del descenso en la precipitación, los caudales y la sedimentación, también afecta la supervivencia.

En cuanto a los vientos los valores de máxima velocidad se presentaron durante la época seca, al igual que el oleaje de mayor altura y que propicia las condiciones para que se pueda presentar un mar de leva; los menores valores de estas variables se presentaron durante la época lluviosa. La lluvia es la variable que determina el aumento del caudal del río Turbo durante la época de mayor precipitación y de la cual también depende los sedimentos que éste arrastre consigo, y ésta se ve influenciada por los cambios en la magnitud y la velocidad de los vientos, que entonces influencia indirectamente la supervivencia y la mortalidad de las plántulas de mangle por causa de la sedimentación y la inundación como se explicó anteriormente.

El oleaje también hace un aporte dentro de esta dinámica, ya que éste varia las condiciones de la línea de costa y su aumento en altura hace que haya una mayor cantidad de agua de mar y por tanto de aportes de nutrientes y sedimentos entra a la bahía El Uno.

Los resultados encontrados por Molina L. G. (2011) (Anexo 5 y 6) señalan que los sedimentos arrojados por el río Turbo son arrastrados por la deriva litoral hacia Punta Yarumal y son depositados de manera diferencial por efecto de las corrientes y del oleaje. Estas variaciones pueden estar a favor y en contra de la regeneración natural de plántulas de mangle, debido a que altos valores de sedimento depositado afectan el transporte de propágulos que buscan implantarse y entierra las plántulas que ya están establecidas, produciendo la mortalidad de muchas de ellas, pero también estos sedimentos depositados crean zonas nuevas para ser colonizadas. Este gradiente de sedimentación también se ve reflejado en el interior del bosque al igual que en la línea de costa, pero con la diferencia que el río Turbo hace aportes directos de sedimentos en el bosque que son transportados por las mismas aguas del río que se desbordan en temporadas lluviosas.

Los registros de Blanco & Taborda (datos sin publicar) (Anexo 4) mostraron una tendencia similar a la encontrada en los datos proporcionados por el IDEAM de sedimentos suspendidos que es definida por la cantidad de lluvia. También reportaron altos valores de sedimentos para el río Turbo y la Bahía El Uno, por medio de la concentración de Sólidos Suspendidos Totales y el cálculo del promedio anual de la Exportación Bruta de Sedimentos del río Turbo que se estableció en  $0,031 \times 10^6$  t/año, resultados que también fueron evidenciados en esta investigación por medio de la medición de la acreción vertical en las subparcelas de regeneración y que confirman que los valores de sedimentación son considerables y que desempeñan un papel importante en la regeneración natural del los manglares.



### **Diferencias en las tasas de mortalidad entre especies y densodependencia.**

En la distribución Chi cuadrada se encontró dependencia entre la mortalidad y las especies del manglar para los registros de los primeros 6 meses, indicando que las especies funcionan de maneras distintas bajo las mismas condiciones ambientales y que además algunas variables pueden ser más influyentes en unas especies que en otras, traduciéndose esto en los porcentajes de mortalidad.

Seis meses después, en el tercer censo, no se presentó dependencia entre las categorías de mortalidad y las especies, pero durante este tiempo se registró un aumento en la mortalidad, lo que podría estar indicando que la disminución en la densidad de las plántulas en las subparcelas de regeneración hace que estas tengan menos competencia entre ellas y que se presentara una densodependencia estadísticamente significativa. La densodependencia propone que las poblaciones naturales están reguladas por fuerzas que intensifican sus impactos negativos sobre el desempeño individual a medida que aumenta la densidad de la población y disminuye cuando la densidad de la población baja (Nicholson 1933).

### **Densodependencia y Herbivoría:**

La relación significativa entre la mortalidad y la Herbivoría considerando todas las especies al igual que en el AR, mostró que ésta variable biológica desempeña un papel importante y que la densodependencia se encuentra ligada a ésta pues a mayor densidad de plántulas se aumentan las probabilidades de ser un área con presencia de herbivoría. Para las especies al analizarlas de manera independiente

se encontró que la media de *A. germinans* es diferente a la de las demás especies y que la herbivoría que ésta presenta la puede estar afectando de manera distinta en cuanto a la competencia con *L. racemosa* y *R. mangle* por el espacio y los recursos, esto se observó también en resultados anteriores que nos mostraron que la herbivoría afectó más a *L. racemosa* y *R. mangle* que *A. germinans*.

## CONCLUSIONES

La especie que dominó la regeneración natural fue *A. germinans*, favorecida por el aporte de sedimentos que hace el río Turbo, para un sustrato más firme y la formación de áreas nuevas para colonizar, a pesar de que también tiene altos porcentajes de mortalidad.

*R. mangle* fue la especie que mayores porcentajes de supervivencia presentó debido a que mostró más resistencia a en los periodos de alta precipitación, caudales y aporte de sedimentos, así como a la luz que fue la variable que más influenció la supervivencia de las plántulas de ésta especie.

Los mayores porcentajes de mortalidad los presentó *L. racemosa*, afectada principalmente por los altos valores de sedimentación, la herbivoría, la inundación y remoción de las plántulas que causa el mar de leva, el aumento en los caudales y la carga de sedimentos que señalan los datos históricos en la época de lluvias.

Los datos climáticos históricos también mostraron que entre diciembre y abril, cuando se presentan condiciones de menor inundación y sedimentación se favorece el balance entre los porcentajes del reclutamiento y la mortalidad para las especies.

Existe una relación estadísticamente significativa entre la mortalidad de plántulas de todas las especies de manglar y la densidad (densodependencia).

La sedimentación fue la variable ambiental que mayor explicación aportó a la variación en la regeneración mientras la luz fue más representativa para *R. mangle* que para las otras especies. Por lo anterior se considera que la luz y la sedimentación desempeñan un papel importante en el proceso de la regeneración, pero además se requiere una combinación de variables ambientales, biológicas y climáticas para que las plántulas de *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* alcancen el estado adulto.

Se recomienda para estudios posteriores tener en cuenta variables que no fueron medidas para la regeneración en ésta investigación, como el potencial redox, los niveles de inundación fluvial y realizar una caracterización cuantitativa de la herbivoría, que permitan analizar su influencia sobre la regeneración natural. Además es importante realizar un registro fenológico para los manglares de esta área del Municipio de Turbo y una medición del impacto antrópico sobre ellos.

### **AGRADECIMIENTOS:**

Muchas gracias de todo corazón a mis padres y mi novio por su apoyo y respaldo incondicional.

A mi asesora Ligia Estela Urrego por su guía y acertados aportes durante este proceso y al profesor Álvaro Lema por su valiosa asesoría estadística.

A Luis Villegas auxiliar de campo y Daniel Felipe Herrera estudiante de ingeniería Forestal, gracias por su ayuda durante el arduo trabajo de campo.

A todos mis compañeros y profesores de la Maestría por su colaboración en esta etapa de formación y crecimiento.

Gracias también a la Dirección de Investigaciones de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, por la financiación del proyecto Respuesta de los manglares y el macrobentos asociado a los cambios naturales y antrópicos en dos escalas de tiempo en el Delta del río Turbo y bahía El Uno (Golfo de Urabá). Código Quipú 20101007166. Y al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación- Colciencias, por creer en nosotros los jóvenes investigadores y por el respaldo económico.

## REFERENCIAS

Asquith N.M. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. New Jersey, United State of America

Aziz, I. & M.A. Khan. 2001. Experimental Assessment of Salinity Tolerance of *Ceriops Tagal* Seedlings and Saplings from the Indus Delta, Pakistan. *Aquat. Bot.* 70: 259-268.

Ball, M.C. & C. Critchley. 1982. Photosynthetic responses to irradiance by the grey mangrove, *Avicennia marina*, grown under different light regimes. *Plant Physiol.* 70: 1101-1106.

Ball, M.C. 1988. Salinity tolerance in the mangrove *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*. I. Water use in relation to growth, carbon partitioning, and salt balance. *Aust. J. Plant Physiol.* 15: 447-464.

Benfield, S.L., H.M. Guzman & J.M. Mair. 2005. Temporal Mangrove Dynamics in Relation to Coastal Development in Pacific Panama. *J. Environ. Manage.* 76: 263-276.

Blanco, J. & A. Taborda. (En proceso de publicación) Impacto de la sedimentación sobre la estructura trófica macrobentónica e íctica y el procesamiento de la hojarasca en el manglar del delta del Rio Turbo, Golfo De Urabá, UdeA-CORPOURABA, Medellín

Cheeseman, J.M., B.F. Clough, D.R. Carter, C.E. Lovelock, O.J. Eong & R.G. Sim. 1991. The Analysis of Photosynthetic Performance in Leaves Under Field Conditions: A Case Study using Bruguiera Mangroves. *Photosynthesis Res.* 29: 11-22.

Clarke, P.J. & W.G. Allaway. 1993. The Regeneration Niche of the Grey Mangrove (*Avicennia Marina*): Effects of Salinity, Light and Sediment Factors on Establishment, Growth and Survival in the Field. *Oecologia* 93: 548-556.

Correa, I. D. e I. Vernet. 2004. Introducción al problema de la erosión litoral en Urabá (sector Arboletes – Turbo), Costa Caribe colombiana. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 33: 5-26.

CORPOURABÁ, Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá. 2003. Caracterización y zonificación de los manglares del Golfo de Urabá. Antioquia, Colombia.

Curtis, J.T. & R.P. McIntosh. 1951. An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* 32: pp. 476-496.

Dahdouh-Guebas, F., M. Verneirt, J.F. Tack, D. Van Speybroeck & N. Koedam. 1998. Propagule Predators in Kenyan Mangroves and their Possible Effect on Regeneration. *Marine and Freshwater Research* 49: 345-350.

Delgado, P., P.F. Hensel, J.A. Jiménez & J.W. Day. 2001. The Importance of Propagule Establishment and Physical Factors in Mangrove Distributional Patterns in a Costa Rican Estuary. *Aquat. Bot.* 71: 157-178.

Ellison, A.M. & E.J. Farnsworth. 1993. Seedling Survivorship, Growth, and Response to Disturbance in Belizean Mangal. *Am. J. Bot.* 80: 1137-1145.

Ellison, A.M. & E.J. Farnsworth. 1996. Spatial and Temporal Variability in Growth of *Rhizophora* Mangle Saplings on Coral Cays: Links with Variation in Insolation, Herbivory, and Local Sedimentation Rate. *J. Ecol.* 84: 717-731.

Ellison, J.C. 1999. Impacts of Sediment Burial on Mangroves. *Mar. Pollut. Bull.* 37: 420-426.

Elster, C. 1998. Posibilidades de regeneración del manglar en la zona de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Eschborn.

Elster, C., L. Perdomo, J. Polanía & M.-. Schnetter. 1999. Control of *Avicennia* Germinans Recruitment and Survival by *Junonia* Evarete Larvae in a Disturbed Mangrove Forest in Colombia. *J. Trop. Ecol.* 15: 791-805.

Estrada, U. E. & Gil P. S. 2005. Análisis de las condiciones morfológicas actuales como indicadores de la evolución de la flecha litoral, en la actual desembocadura del Río Turbo, Antioquia. Tesis de pregrado, Universidad de Antioquia- Seccional Urabá, Turbo, Colombia.

Farnsworth, E.J. & A.M. Ellison. 1991. Patterns of Herbivory in Belizean Mangrove Swamps. *Biotropica* 23: 555-567.

Farnsworth, E.J. & A.M. Ellison. 1996. Sun-Shade Adaptability of the Red Mangrove, *Rhizophora Mangle* (Rhizophoraceae): Changes through Ontogeny at several Levels of Biological Organization. *Am. J. Bot.* 83: 1131-1143.

Farnsworth, E.J. & A.M. Ellison. 1997. Global Patterns of Pre-Dispersal Propagule Predation in Mangrove Forests. *Biotropica* 29: 318-330.

Hatcher, B.G., R.E, Johannes. & A.I, Robertson. 1989. Review of research relevant to the conservation of shallow tropical marine ecosystems. *Ocean. Mar. Biol. Annual Review.* 27: 337-414.

Ha, H.T., C.M. Duarte, N.H. Tri, J. Terrados & J. Borum. 2003. Growth and Population Dynamics during Early Stages of the Mangrove *Kandelia Candel* in Halong Bay, North Viet Nam. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58: 435-444.

Imbert, D., A. Rousteau & P. Scherrer. 2000. Ecology of Mangrove Growth and Recovery in the Lesser Antilles: State of Knowledge and Basis for Restoration Projects. *Restor. Ecol.* 8: 230-236.

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2007. Datos sistema de información nacional ambiental. Turbo, Colombia

INVEMAR, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito De Andrés” & CORPOURABÁ, Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá. 2003. Diagnóstico, zonificación y definición de la estructura administrativa de manejo de la Unidad Ambiental Costera del Darién, Caribe colombiano fase I. Caracterización y diagnóstico. Informe técnico preliminar. Santa Marta, Colombia.

INVEMAR, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés. 2007. Atlas del golfo de Urabá, Una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Santa Marta, Colombia.

Janzen, D.H. 1985. Mangroves: Where's the Understory? *J. Trop. Ecol.* 1: 89.

Jiménez, J.A., 1994. Los manglares del pacifico centroamericano. Heredia, Costa Rica.

Kathiresan, K., B.L. Bingham. 2001. Biology of mangroves and mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology*. Academic Press,, 81-251.

Kathiresan, K. & P. Moorthy. 1993. Influence of Different Irradiance on Growth and Photosynthetic Characteristics in Seedlings of Rhizophora Species. *Photosynthetica* 29: 143-146.

Keep, F. 2000. Monografía de Turbo. Turbo, Colombia.



Krauss, K.W., C.E. Lovelock, K.L. McKee, L. López-Hoffman, S.M.L. Ewe & W.P. Sousa. 2008. Environmental Drivers in Mangrove Establishment and Early Development: A Review. *Aquat. Bot.* 89: 105-127.

Krauss, K.W., J. A. Allen & D.R. Cahoon. 2003. Differential rates of vertical accretion and elevation change among aerial root types in Micronesian Mangrove forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 251-259.

Lacambra, C.L., C. Lozano, M. Fontalvo. 2003. Amenazas naturales y antrópicas en las zonas costeras colombianas. Santa Marta, Colombia.

Lema, L.F. & J. Polanía. 2005. Regeneración natural y producción del manglar del delta del río ranchería, Caribe colombiano. *Actual Biol.* 27 (82): 25-33

Lema L.F., J. Polanía & L.E. Urrego. 2003. Dispersión y establecimiento de las especies de mangle del río Ranchería en el período de máxima fructificación. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 27(102): 93-103.

Lozano, L. H. 1998. Caracterización y diagnóstico integral de la zona costera que comprende la bahía Colombia desde el río Turbo hasta Matuntugo. Cartagena de Indias, Colombia.

Lugo, A.E. & S.C. Snedaker. 1974. The Ecology of Mangroves. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5: pp. 39-64.

Macnae, W. 1968. A General Account of the Fauna and Flora of Mangrove Swamps and Forests in the Indo-West-Pacific Region. , 73-103,104a,104b,105-270.

Macnae, W. 1969. Zonation within mangroves associated with estuaries in north Queensland. Pages 432-441 in G. E. Lauff, ed. Estuaries, Amer. Assoc. Adv. Sci., Washington, D.C. United States of America.

Martínez, J.C. 2010. Propuesta metodológica para la estimación de la cota de inundación en la zona costera del Caribe Colombiano. Tesis de maestría en Ingeniería en Recursos Hidráulicos, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.

McGuinness, K.A. 1997. Dispersal, Establishment and Survival of *Ceriops Tagal* Propagules in a North Australian Mangrove Forest. *Oecologia* 109: 80-87.

McKee, K.L. 1993a. Determinants of mangrove species distribution patterns in neotropical forests: biotic and abiotic factors affecting seedling survival and growth. Ph.D. Dissertation, Louisiana State University, Louisiana, United States of America.

McKee, K.L. 1993b. Soil Physicochemical Patterns and Mangrove Species Distribution - Reciprocal Effects? *J. Ecol.* 81: 477-487.

McKee, K.L. 1995. Seedling Recruitment Patterns in a Belizean Mangrove Forest: Effects of Establishment Ability and Physico-Chemical Factors. *Oecologia* 101: 448-460.

Molina, L. E., V. F. Pérez, J. O. Martínez, J. V. Franco, L. Marín, J. L. González & J. H. Carvajal. 1998. Geomorfología y aspectos erosivos del litoral Caribe colombiano. Bogotá, D.C. Colombia

Molina, L. G. 2011. Capacidad de transporte longitudinal de sedimentos a escala intra-anual en la zona costera de Punta Yarumal - delta del río turbo, Golfo de Urabá – a partir de la simulación de un clima marítimo. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Medellín, Colombia

Nicholson, A.J. 1933. Supplement: The Balance of Animal Populations. *J. Anim. Ecol.* 2: pp. 131-178.

Patterson, C.S. & I.A. Mendelsohn. 1991. A Comparison of Physicochemical Variables Across Plant Zones in a mangal/salt Marsh Community in Louisiana. *Wetlands* 11: 139-161.

Rabinowitz, D. 1978a. Mortality and Initial Propagule Size in Mangrove Seedlings in Panama. *J. Ecol.* 66: pp. 45-51.

Reyes de la Cruz, A., G. López Ocaña & H. Hernández Trejo. 2002. Evaluación Preliminar De Los Efectos De La Inundación y La Herbivoría Sobre Plántulas De Mangle. *Universidad y Ciencia* 18: 136-139.

Sánchez, P. H., R. Álvarez, F. Pinto, A. S. Sánchez, J. C. Pino, I. García, M. T. Acosta. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia

SHOM, Service Hydrographique et Océanographique de la Marine. 1982. Table des marées des grands ports du monde. Paris. France

Smith, S.M. & D.W. Lee. 1999. Effects of Light Quantity and Quality on Early Seedling Development in the Red Mangrove, *Rhizophora mangle* L. Bull. Mar. Sci. 65: 795-806.

Snedaker, S.C. 1982. Mangrove species zonation: why?. The Hague, The Netherlands.

Terrados, J., U. Thampanya, N. Srichai, P. Kheowongsri, O. Geertz-Hansen, S. Boromthanarath, N. Panapitukkul & C.M. Duarte. 1997. The Effect of Increased Sediment Accretion on the and Growth of *Rhizophora Apiculata* Seedlings. Estuar. Coast. Shelf Sci. 45: 697-701.

Thampanya, U., J.E. Vermaat & J. Terrados. 2002a. The Effect of Increasing Sediment Accretion on the Seedlings of Three Common Thai Mangrove Species. Aquat. Bot. 74: 315-325.

Thampanya,U., J.E. Vermaat & C.M. Duarte. 2000b. Colonization Success of Common Thai Mangrove Species as a Function of Shelter from Water Movement. Mar. Ecol. Prog. Ser. 237: 111-120.

Tomlinson, P.B. 1999. The Botany of Mangroves. England, United Kingdom.

## **REFERENCIAS DE INTERNET**

CIOH –Centro de investigaciones oceanográficas e hidrográficas del Caribe. 2010. (Junio de 2011, <http://www.cioh.org.co/index.php/noticias-mainmenu2-677/18oceanografooperacional/1443-mar-de-leva-en-el-litoral-caribe#josc2314>)

## ANEXOS

Variables	Manglar	Manglar	Manglar
	de borde	ribereño	de cuenca
pH (suelo)	5,42 ±1,71	6,03 ±1,71	5,84 ± 1,08
M.O. (%)	10,76 ±4,9	9,41 ±2,42	4,28 ±2,62
P (ppm)	23,84 ±11,09	17,79 ±6,75	20,26 ±6,28
Al (meq/100g suelo)	0,10 ±0,08	0,04 ±0,07	0,19 ±0,26
Ca (meq/100g suelo)	8,92 ±3,06	8,91 ±2,49	6,58 ±3,53
Mg (meq/100g suelo)	17,33 ±6,6	17,07 ±5,52	9,58 ±5,57
K (meq/100g suelo)	4,67 ±1,768	3,49 ±1,17	2,79 ±1,26
CICE (meq/100g suelo)	31,02 ±11,37	29,51 ±8,77	19,14 ±9,97
% Arcilla	46,80 ±17,32	43,20 ±14,33	24,75 ±22,68
% Limo	42 ±13,71	44,8 ±14,13	41,75 ±29,34
% Arena	11,20 ±2,31	12 ±5,87	33,50 ±41,28
Conductividad (µs/cm)	7200 ±2885,83	9000 ±2587,64	7812,50 ±2802,26
pH (agua)	7,16 ±2,62	7,04 ±1,68	7,02 ±0,21
Oxígeno disuelto (mg/l)	1,21 ±0,56	0,84 ±0,54	1,65 ±0,61
Salinidad/‰	15,30 ±4,07	14,98 ±4,23	12,25 ±4,8
Sedimentación (cm/año)	4,86 ±1,42	2,52 ±1,38	5,05 ±3,58
Temperatura (°C)	29,70 ±11,04	30,02 ±7,17	29,71 ±0,49
FSI (0-1)	0,27 ±0,13	0,35 ±0,11	0,30 ±0,12
FSD (0-1)	0,31 ± 0,16	0,38 ±0,11	0,32 ±0,13
Distancia al rio Turbo (cm)	821,60 ±133,67	752 ±307,33	768,62 ±648,68
Distancia a las Lagunas (cm)	387,80 ±270,29	518,40 ±295,29	421,50 ±69,59
Distancia al interior de la Bahía (cm)	114,40 ±182	235,40 ±129,38	434,75 ±442,53
Distancia a la línea de costa (mar) (cm)	583,40 ±233,28	754 ±304,27	481,12 ±278

Anexo 1. Variables ambientales y bióticas para cada tipo de manglar

---

Especie	Abundancia	Presencia de herbivoría	% de herbivoría
<i>A. germinans</i>	864	531	61,50
<i>L. racemosa</i>	134	69	51,50
<i>R. mangle</i>	38	37	97,40

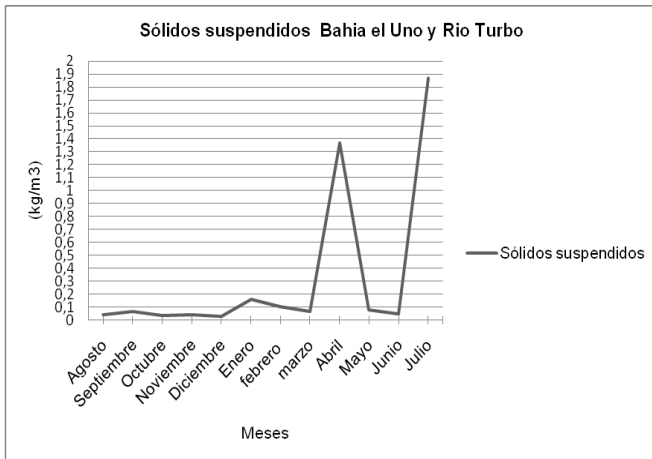
---

Anexo 2. Porcentajes de herbivoría para cada especie

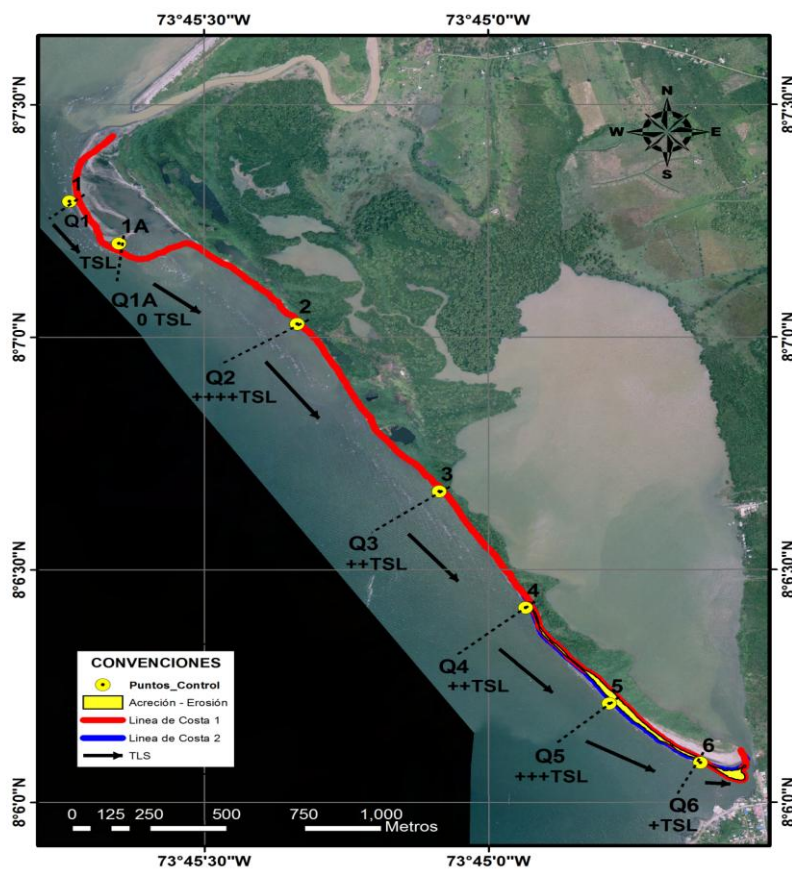


Anexo 3. Imágenes *Junonia evarete* Cramer sobre plántulas de *A. germinans*.

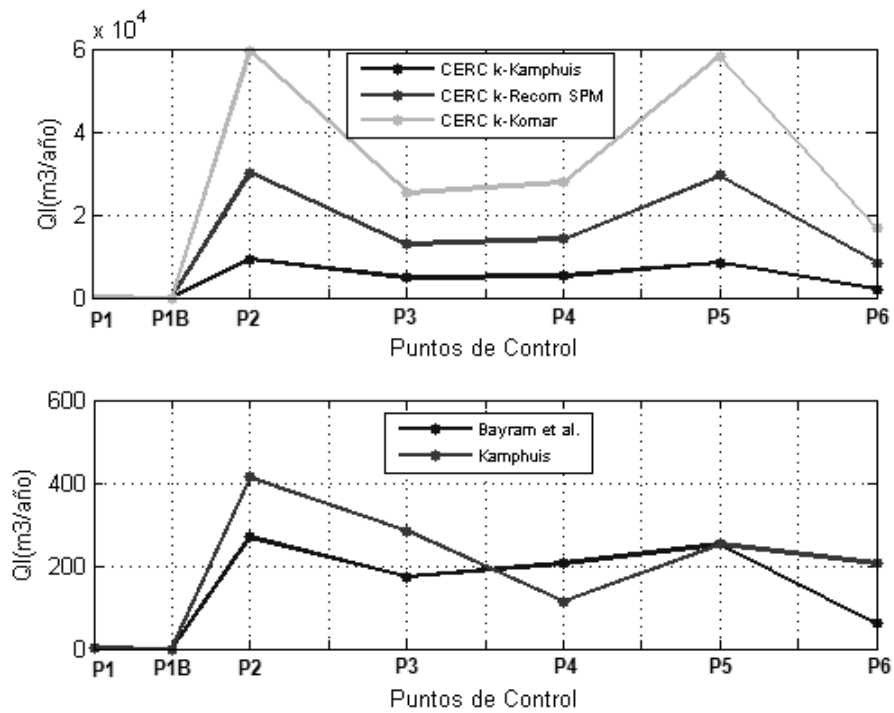
Fuente: Hoyos



Anexo 4. Sólidos Suspendidos Totales, promedio mensual. Bahía El Uno y Río Turbo. Fuente: Blanco, J. & A. Taborda.



Anexo 5. Mapa Bahía El Uno y Punta Yarumal, puntos de control del transporte de sedimentos. Q = Caudal, TSL= Transporte de Sedimento Longitudinal, (+) = mas ó menos TSL. Fuente: Molina L. 2011.



Anexo 6. Gráficas de transporte de sedimentos longitudinal. Fuente: Molina L. 2011.



Palma con las raíces expuestas por acción del mar de leva.



Olas causadas por el mar de leva que amenazan las construcciones aledañas.





Vía principal de la playa inundada



Vía la playa llena de palos  
que dejó la inundación

Anexo 7. Registro fotográfico mar de leva año 2009. Fuente: Hoyos R.