

**RESPUESTA POBLACIONAL DE DOS GASTERÓPODOS BENTÓNICOS**  
***Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) y *Melampus coffeus* (Gastropoda:**  
**Melampidae) A LOS CAMBIOS EN LA COBERTURA DEL MANGLAR**  
**(DEFORESTACIÓN) EN EL DELTA DEL RÍO TURBO, GOLFO DE URABÁ**

**MARIA CECILIA CASTAÑO RODRIGUEZ**

**INSTITUTO DE BIOLOGÍA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES**  
**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA**  
**MEDELLÍN-COLOMBIA**  
**2012**

**RESPUESTA POBLACIONAL DE DOS GASTERÓPODOS BENTÓNICOS**  
*Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) y *Melampus coffeus* (Gastropoda:  
Melampidae) A LOS CAMBIOS EN LA COBERTURA DEL MANGLAR  
(DEFORESTACIÓN) EN EL DELTA DEL RÍO TURBO, GOLFO DE URABÁ

**MARIA CECILIA CASTAÑO RODRIGUEZ**

Trabajo de grado para optar el título de Bióloga

**Asesor**

**JUAN FELIPE BLANCO-LIBREROS, Ph. D.**

**Grupo de Investigación ELICE**

**Co-asesor**

**ALEXANDER TABORDA MARÍN, Msc.**

**Grupo de Investigación ELICE**

**INSTITUTO DE BIOLOGÍA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES**  
**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA**  
**MEDELLÍN-COLOMBIA**  
**2012**

**NOTA DE APROBACIÓN**

---

---

***“Hay quien cruza un bosque y sólo ve leña para el fuego”***

**León Tolstoi**

**A Dios, mi guía. Por la fuerza.**  
**A mi familia, quienes me apoyaron permanentemente.**  
**A los profes, a mis amigos y compañeros.**  
**Agradecimiento infinito.**

## AGRADECIMIENTOS

Un especial agradecimiento a mi asesor de tesis Juan Felipe Blanco Libreros por sus valiosos conocimientos, por su paciencia, preocupación y apoyo, por ser mi maestro de camino hacia un mejor y buen aprendizaje. Con admiración y respeto. Igualmente al prof. Alexander Taborda Marín por sus enseñanzas y ejemplo.

A la Dirección de Investigaciones de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, (DIME) 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, en el cual se enmarcó el desarrollo de esta investigación.

A la Prof. Ligia Estela Urrego de la Facultad de Ingeniería Forestal de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín, directora del Proyecto e igualmente a los compañeros que hicieron parte del mismo.

A mis grandes amigos Camilo Aristizabal E. y Jorge Alejandro Peláez en los cuales encontré un gran apoyo y acompañamiento incondicional. Al Ecólogo de Zonas Costeras Harold Garcés y al Biólogo Luís Ferney Ortiz, por la ayuda en campo.

Al Prof. Álvaro de Jesús Lema, y al Ing. Forestal, Luís Barreto de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.

Al Programa Expedición Antioquia 2013, Proyecto Expedición Estuarina, Golfo de Urabá Fase I y a los Grupos de Investigación en Ecología Lótica, islas, costas y estuarios (ELICE) y Limnología Básica y experimental Biología y Taxonomía marina (LIMNOBASE-BIOTAMAR) de la Universidad de Antioquia.

Finalmente, hago extensivos mis agradecimientos a mis compañeros de la Universidad que me apoyaron en este proceso académico.

## CONTENIDO

CONTENIDO.....	7
LISTA DE FIGURAS .....	8
.....	8
LISTA DE TABLAS .....	9
RESUMEN.....	10
ABSTRACT.....	11
3.1 Fase de campo.....	20
3.2 Fase de laboratorio .....	22
3.3 Análisis de datos. ....	23
3.4 Descripción de especies de gasterópodos .....	24
8.REFERENCIAS.....	44

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudio. Ubicación del golfo de Urabá en el Caribe colombiano y del Delta del río Turbo (incluida la laguna costera llamada bahía El Uno). Fotografía aérea tomada y modificada del Proyecto Expedición Estuarina, golfo de Urabá, Fase 1 (2009) .....18
- Figura 2.** Fotografías generales de las estaciones de muestreo según los tipos de coberturas.....22
- Figura 3.** Fotografías muestreo y procesamiento de material colectado en campo.....23
- Figura 4.** Fotografías muestras de sedimentos luego de ser tamizadas y secadas y determinación de materia orgánica.....23
- Figura 5.** Fotografías de las especies de gasterópodos a) *Neritina virginea* y b) *Melampus coffeus*.....25
- Figura 6.** Ordenación en los dos primeros Componentes Principales de cuatro tipos de vegetación (*R. mangle*, *A. germinans*, Mixto y Potrero) en la bahía El Uno basada en las características dasonómicas, físico-químicas del agua intersticial, hidrológicas y granulométricas de los sedimentos indicadas en el cuadro 1 (ver códigos en el mismo cuadro).....29
- Figura 7.** Densidad y talla (ancho de concha) de *N. virginea* en cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican las medias y el intervalo de confianza del 95% para datos ponderados de tres salidas de campo (ene., jul., dic. 2009).....31
- Figura 8.** Densidad y talla (largo de concha) de *M. coffeus* en cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican las medias y el intervalo de confianza del 95% para datos ponderados de tres salidas de campo (ene., jul., dic. 2009).....32

## LISTA DE TABLAS

**Tabla 1.** Características dasonómicas, físico-químicas del agua intersticial, hidrológicas y granulométricas del suelo de cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno, delta del río Turbo, golfo de Urabá, Colombia.....28

**Tabla 2.** Características de dos poblaciones de gasterópodos de cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican promedios, desviaciones estándar y ámbito de las variables. Códigos de los tipos de vegetación: R=*R. mangle*, A=*A. germinans*, M=Manglar mixto, P=potrero. n= número de individuos medidos.....30

## RESUMEN

Los manglares de la laguna costera bahía El Uno y el delta del río Turbo, golfo de Urabá, Antioquia están sujetos a diferentes usos, resultantes de las intervenciones antrópicas. Con esta perspectiva, el trabajo tuvo como objetivo evaluar el impacto de la conversión de manglar a potrero, comparando la densidad y talla promedios de dos gasterópodos (*Neritina virginea* y *Melampus coffeus*), variables dasonómicas, físico-químicas intersticiales y granulométricas del suelo entre varios tipos de cobertura. Mediante una fotointerpretación de sensores remotos y una imagen de Google Earth y un ortofotomapa tomado en 2009) y verificación en campo en el año 2009, se ubicaron y clasificaron las estaciones de la siguiente manera: 1) Borde externo del manglar dominado por *Rhizophora mangle* (manglar de franja), 2) Parte interna del manglar dominado por *Avicennia germinans* (manglar de cuenca), 3) Manglar mixto con presencia de *Laguncularia racemosa* (manglar de cuenca mixto) y 4) Manglar intervenido con presencia de algunos árboles de *Avicennia germinans* (manglar de cuenca convertido a potrero). Los individuos de cada especie de caracol se contaron dentro de 20 cuadrantes (0,25m<sup>2</sup>) lanzados al azar en 21 estaciones de muestreo y se colectaron aleatoriamente del suelo y los tallos de los árboles al menos 50 individuos. Los resultados mostraron una clara diferencia entre las coberturas, donde las densidades y tallas de los gasterópodos fueron mayores en el manglar de franja. *N. virginea* fue muy abundante pero disminuyó hacia el manglar de cuenca (debido a sus hábitos diádromos), y desapareció casi completamente en los potreros, donde los individuos estuvieron agregados en las pocas áreas inundadas. En los potreros, los individuos de *M. coffeus* estuvieron agrupados en los árboles remanentes debido a su hábito arborícola y su condición de pulmonado. Se sugiere que la escasez de los gasterópodos está relacionada con la degradación del microhábitat físico, y a la alteración de propiedades del suelo. Finalmente, también se plantea que la extinción local de *N. virginea* debida a la tala puede ejercer fuertes efectos negativos sobre la función ecosistémica debido a que es un organismo dominante.

**Palabras clave:** manglar, deforestación, reclamación, bioindicadores, *Neritina virginea*, *Melampus coffeus*, golfo de Urabá, Caribe colombiano.

## ABSTRACT

Mangroves in the coastal lagoon bay El Uno and the Turbo River Delta, Gulf of Uraba, Antioquia are subject to different uses, resulting from human activities. With this perspective, the study aimed to assess the impact of mangrove conversion to pasture, comparing the density and average size of two gastropods (*Neritina virginea* and *Melampus coffeus*), forest structures variables, physic-chemical variables, and sediment-grain metrics were measured in four mangrove types. Using photo-interpretation of remote sensors (A Google Earth image and a orthophotomap taken in 2009) and field verification we located and classified stations as follows: 1) Outside edge of the mangrove dominated by *Rhizophora mangle* (mangrove fringe), 2) Inner part of the mangrove dominated by *Avicennia germinans* (mangrove basin), 3) Mixed species mangrove dominated by *Laguncularia racemosa* (mangrove basin mixed) and 4) Deforested mangroves with presence of a few trees of *Avicennia germinans* (mangrove basin converted to pasture). Individuals of each snail species were counted in 20 quadrats (0,25m<sup>2</sup>) randomly thrown in 21 sampling stations. At least 50 individuals were collected from the soil and the stems of the trees to estimate and compare the size. The results showed a clear difference between the edges where the densities and sizes of gastropods were higher in the mangrove fringe. *Neritina virginea* was very abundant but declined towards the mangrove basin (due to diadromous habits), and disappeared almost completely in the pastures, individuals of *Melampus coffeus* were clumped into remnant trees due to their arboreal habits and pulmonate condition. It is suggested that the scarcity of gastropods is associated with degradation of physical microhabitat, and alteration of top soil properties. Finally, it is argued that the local extinction of *N. virginea* due to logging can have strong negative effects on ecosystem function because it is a dominant organism.

**Key words:** Mangrove deforestation, reclamation, bioindication, *Neritina virginea*, *Melampus coffeus*, Urabá Gulf, Caribbean coast of Colombia.



Recorrido Laguna costera Bahía El Uno. Al fondo *Rhizophora mangle* (Mangle rojo) y *Avicennia germinans* (Mangle negro).



---

# INTRODUCCIÓN



Los manglares son uno de los ecosistemas costeros más productivos e importantes del mundo que se encuentran presentes en el trópico donde se desarrollan principalmente en estuarios, deltas, bahías y lagunas costeras (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983; Baran y Hambrey, 1998; Vannucci, 2002; Márquez *et al.*, 2002). Son sistemas estratégicos ecológica y económicamente por su desarrollo estructural, diversidad faunística y florística (Dahdouh *et al.*, 2005; Alongi, 2008); además de su alto valor social, ejercen diversas funciones ambientales como la protección de zonas costeras contra la erosión, formación y estabilización de suelos, absorción de CO<sub>2</sub>, refugio biótico, alimentación y anidación de diversas especies animales, entre otras (Prah *et al.*, 1990; Álvarez-León 1993; Polanía, 1995; Sánchez y Páez, 2000; CORPOURABA, 2003; Hogarth, 2007).

Infortunadamente, poseen un interés económico para la instalación de complejos industriales portuarios y turísticos, obras de ingeniería, camaronicultura, ganadería y cultivos agrícolas, los cuales se convierten en tensores ambientales del ecosistema (Prah *et al.*, 1990; Oliveira *et al.* 2007; Restrepo, 2008; Zamora *et al.*, 2009). Así mismo y en especial, la expansión agrícola y urbana han contribuido a la disminución de grandes extensiones de manglar, en consecuencia, tanto su distribución como su abundancia y crecimiento, son alterados antrópicamente (Prah *et al.*, 1990; Álvarez-León 1993, Sanchez-Paez, 2000; Benfield *et al.*, 2005; Alongi, 2008).

Sumado a lo anterior, para los manglares del Gran Caribe una de las principales amenazas es la deforestación, situación que en el Caribe colombiano, y particularmente en el golfo de Urabá, cobra relevancia ya que este es el ecosistema costero más abundante y representativo de la Región (las áreas de manglar ocupan el 0,6% del área del Golfo, García-Valencia, 2007), el cual durante las últimas cinco décadas, ha sido especialmente perturbado de forma antrópica, dando lugar a la expansión de la frontera agrícola (la región de Urabá es conocida a nivel mundial por la producción de banano y plátano con fines de exportación) y ganadera (Álvarez-León & Polanía, 1996; Ellison & Farnsworth,

1996; García-Valencia, 2007; Taborda, 2008; Blanco, 2009; Amortegui, 2011; Arroyave, 2011), en detrimento de importantes áreas con diferentes tipos de cobertura (manglar de franja, cuenca, cuenca mixto y cuenca intervenido) donde predominan especies como *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. Por lo tanto, su conversión a potreros (“potrerización”) e incluso la tala selectiva, ha creado claros y bordes antrópicos que han conducido a su fragmentación, especialmente en la margen oriental como ha sido descrito en estudios recientes (e.g. CORPOURABÁ 2003, Amortegui, 2011; Arroyave, 2011; Estrada, 2012 en curso).

Diferentes investigaciones sugieren que la deforestación de los manglares tiene efectos negativos sobre la fauna béntica que allí habita y a la cual le provee numerosos servicios (ver detalles en Benfield *et al.*, 2005; Ellison, 2008; Lee, 2008; Amortegui, 2011), sin embargo, aún siguen siendo escasos los estudios dirigidos a estimar tales efectos, en especial en las zonas tropicales. No obstante, se han realizado algunos trabajos similares como por ejemplo, Beasley *et al.*, (2005), en un estudio llevado a cabo en Brasil, encontró que la abundancia y distribución de los moluscos se ven influenciados por las amenazas al hábitat producto de la explotación de los recursos forestales; caso similar al presentado por Farrapeira *et al.*, (2009) en la bahía Suape, Pernambuco donde la distribución y la ausencia de los organismos, característicos del ecosistema, muestran señales de que el ambiente sufre estrés debido a las intervenciones antrópicas resultantes de las actividades industriales y portuarias que están aconteciendo allí. Sasekumar & Chong (1998), en Matang costa occidental de la Península de Malaysia, demostraron los impactos negativos (e. g. disminución de la biomasa, y la densidad) que generan las actividades humanas sobre la diversidad de los invertebrados bentónicos. Otros estudios adicionales en zonas tropicales fueron llevados a cabo por: Blanco, (1995); Fondo & Martens, (1998); Blanco & Cantera, (1999); Skilleter & Warren, (2000); Cantera & Blanco, (2001); Diop *et al.*, (2001).

La realización del presente estudio tuvo como objetivo, evaluar el impacto de deforestación, la conversión de manglar a potrero, comparando la densidad y talla promedios de dos gasterópodos (*Neritina virginea* y *Melampus coffeus*) al igual que las variables dasonómicas, físico-químicas del agua intersticial y granulométricas del suelo entre varios tipos de cobertura de especies como: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*.

Es importante resaltar que esta investigación es la primera de esta clase que se realiza en el Caribe colombiano y hace parte de recientes investigaciones realizadas en el golfo de Urabá dirigidas a evaluar los efectos que la intervención antrópica, principalmente la deforestación de los manglares, tiene sobre comunidades bentónicas dominantes (Taborda, 2008; Amortegui, 2011). Adicionalmente este trabajo hace una importante contribución científica al conocimiento actual de los ecosistemas manglárnicos del País, a la vez que servirá de apoyo a las entidades públicas y privadas de la Región para la toma de decisiones relacionadas con la elaboración de planes y programas de investigación en la costa del departamento de Antioquia.

Cabe decir que este estudio se realizó en el marco 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*”, ejecutado por la Dirección de Investigaciones (DIME) de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín, en conjunto con el Instituto de Biología de la Universidad de Antioquia.



Árboles de *Rhizophora mangle* (Mangle rojo) juveniles



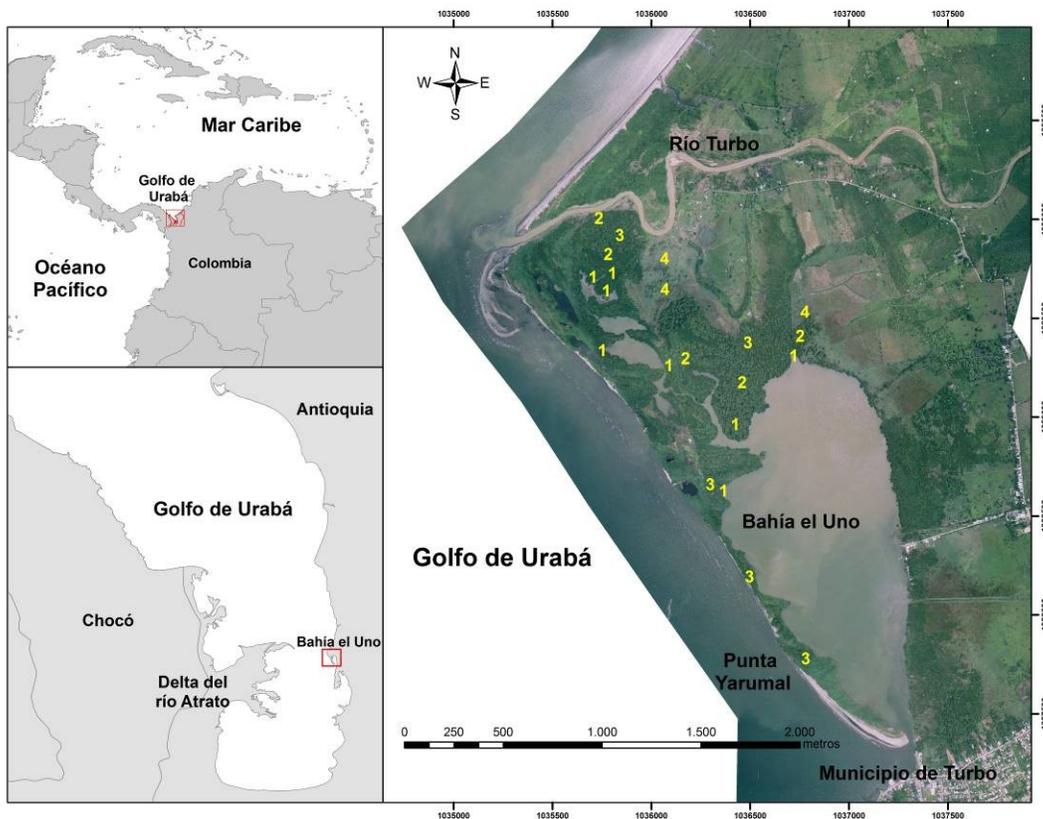
## AREA DE ESTUDIO



El golfo de Urabá se encuentra localizado al noroccidente del departamento de Antioquia, al norte de Colombia, entre las coordenadas 07°54' N - 76°53 W y 8°40' N - 77°23 W (Figura 1). Con un área estimada de 4291 km<sup>2</sup>, de los cuales 650 km<sup>2</sup> corresponden a una zona estuarina bordeada de bosques de manglar, es considerado como el estuario de mayor tamaño y la entrada más grande del mar en el Caribe Colombiano (CORPOURABA, 2003; Blanco *et al.*, 2011). Su temperatura media anual es de 27°C, caracterizada por un período seco a finales del mes de diciembre hasta abril, y una época húmeda el resto del año (Chevillot *et al.*, 1993; CORPOURABA, 2003) donde una precipitación anual de 2000 mm convierte a la región en una de las más lluviosas del mundo (Velásquez-Alvarez, 1996; García-Valencia, 2007). Los vientos registran promedios inferiores a 4 m/s y corren generalmente en dirección norte – sur, sin embargo en el período invernal pueden disminuir hasta 2 m/s (Lozano, 1998); el régimen de la marea es micromareal ya que oscila entre 0,50 y 0,90 m (SHOM, 1982).

El Golfo presenta grandes y continuos aportes de agua dulce provenientes del río Atrato principalmente, lo que ha permitido el asentamiento de un importante ecosistema de manglar en el costado occidental. Sin embargo, otros ríos menores (e. g. León, Chigorodó, Currulao, Carepa y Turbo, ver detalles en Restrepo, 2005), cobran importancia por sus aportes de agua dulce, en el costado opuesto permitiendo igualmente la formación de pequeñas áreas de manglar hacia el sur y centro. Es allí, en la parte central donde descarga sus aguas el río Turbo (08° 05' 42" N; 76° 44' 23" W), el cual en su desembocadura (delta) ha formado una espiga sobre depósitos aluviales no consolidados como grava, arena y limo de origen cuaternario (Molina *et al.*, 1998; Invemar & CORPOURABÁ 2003; García-Valencia, 2007), y una laguna costera llamada bahía *El Uno*, la cual, con una extensión aproximada de 140 ha, sirve de asiento a diferentes tipos de cobertura así: un manglar de borde (*R. mangle*), manglar de cuenca (*Avicennia germinans*), manglar de cuenca mixto (*R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*) y manglar fuertemente intervenido (rodales de *A. germinans* donde el manglar ha sido reemplazado por potreros) (Figura 1). La inundación en los manglares oscila entre 20 y 70 cm

dependiendo de la topografía y del régimen micromareal semi-diurno (amplitud promedio: 50cm; máxima: 90cm), aunque durante la época de menor precipitación (ene-abr) se presentan frecuentes mareas meteorológicas extremas (“mar de leva”). Durante la época de mayor precipitación (mayo-diciembre), las inundaciones son frecuentes por el desbordamiento del río Turbo el cual tiene un régimen pulsátil presentando un ámbito amplio de variación del caudal en ambas épocas (min.-max.: época seca: 0.2-6.5m<sup>3</sup>/s; época lluviosa: 0.7-10.9m<sup>3</sup>/s; período 1987-2002). (CORPOURABÁ, 2003; IDEAM, 2007, García-Valencia, 2007; Ortiz & Blanco, 2012).



**Figura 1.** Área de estudio (delta del río Turbo). Los números en color amarillo indican la tipología de cobertura muestreada, así: **Tipo 1.** Manglar de borde (*Rhizophora mangle*), **Tipo 2.** Manglar de cuenca (*Avicennia germinans*), **Tipo 3.** Manglar de cuenca mixto (*Laguncularia racemosa*, *R. mangle* y *A. germinans*), **Tipo 4.** Manglar intervenido (convertido en potrero con presencia de *A. germinans*). Fotografía aérea tomada y modificada del Proyecto Expedición Estuarina, golfo de Urabá, Fase 1 (2009).



Fase de campo. Estación de muestreo



## MATERIALES Y MÉTODOS



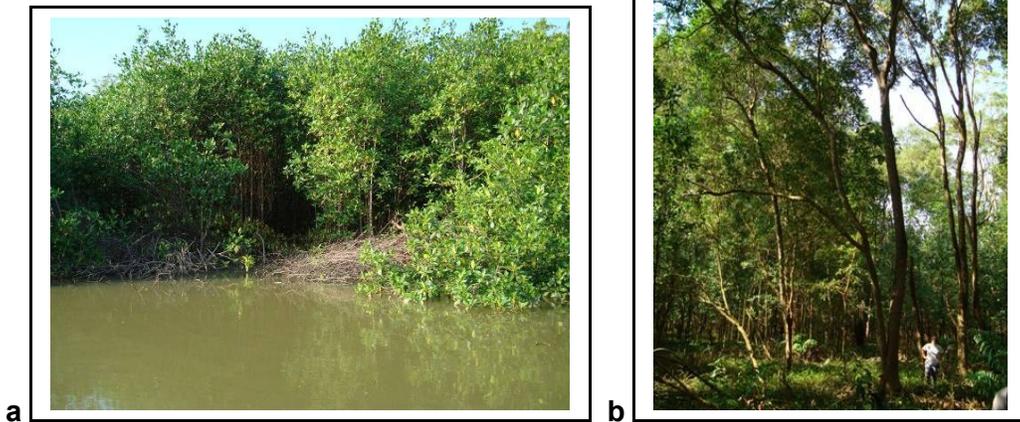
A continuación se presentan los materiales y métodos empleados, los cuales han sido divididos en tres fases para un mejor entendimiento; por último, se hace una breve descripción de las especies de gasterópodos estudiadas:

### **3.1 Fase de campo**

Realizada con base en la fotointerpretación de una imagen de satélite del año 2004 del delta del río Turbo y la bahía El Uno, obtenida de Google Earth (versión 6.0.2.2074, Mountain View, CA, Google Inc.) y de un ortofotomapa en escala 1:10.000 del 2009 (Blanco *et al.*, 2011), a partir de esto, se delinearón áreas con cobertura de manglar: *Tipo 1*. Borde (*Rhizophora mangle*), *Tipo 2*. Cuenca (*Avicennia germinans*), *Tipo 3*. Cuenca mixto (*Laguncularia racemosa* como especie dominante acompañada de *R. mangle* y *A. germinans*), y *Tipo 4*. Cuenca intervenido (manglar convertido en potrero con presencia de rodales de *A. germinans*), las cuales, fueron verificadas *in situ*. El trabajo de campo se realizó una vez por mes durante los meses de enero, junio y diciembre de 2009, considerando la marea estándar predominante en la región entre 0,30 y 0,37cm y las diferentes épocas climáticas (húmeda y seca).

**Estaciones de muestreo.** Seleccionadas de forma tal que cubrieran y representaran la mayor parte de la bahía El Uno, siendo ubicadas en las tipologías anteriormente descritas así: n=8 sitios (Tipo 1), n=5 (Tipo 2), n=5 (Tipo 3) y n=3 (Tipo 4) para un total de 21 estaciones (Figura 2). A lo largo de cada estación se realizó un transecto perpendicular a la línea de marea con un ancho de 3m y un largo que cubriera toda la estación, donde fueron tomados los datos de: a) estructura del bosque (DAP>2,5cm, área basal, altura y densidad de árboles, plántulas de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*, información colectada por una de las investigadoras asociadas al Proyecto principal), b) Gasterópodos (*N. virginea* y *M. coffeus*), colectados dentro de 20 cuadrantes de 50 x 50cm (dispuestos en 10 pares equidistantes a lo largo del transecto) al menos 50 individuos encontrados en el suelo o sobre los troncos de los árboles (estudios anteriores de Blanco & Scatena 2005; 2006; 2007; y Blanco *et al.*, 2011) han

mostrado que este tamaño de muestra es suficiente para garantizar la homocedasticidad. No se colectaron conchas vacías para evitar sesgos debido al arrastre de conchas por las mareas o la influencia de eventos ambientales pasados. El material biológico se almacenó en frascos de plástico rotulados, indicando sitio y fecha de muestreo, se fijaron en formol al 10% para su posterior cuantificación y procesamiento, c) parámetros fisicoquímicos del agua intersticial (pH, conductividad, potencial de óxido-reducción-REDOX y temperatura), d) la profundidad del agua cuando se presentaron charcos y la inundación máxima de la marea evidenciada por marcas en los tallos de los árboles y, e) sedimentos del suelo para análisis granulométricos, colectados en cada estación a 10cm de profundidad y almacenados en bolsas plásticas debidamente rotuladas para su análisis en el laboratorio.





**Figura 2.** Fotografías generales de las estaciones de muestreo según los tipos de cobertura. a) Tipo de cobertura 1 dominado por *Rhizophora mangle*. Presencia de entresaca. b) Tipo de cobertura 2 dominado por *Avicennia germinans*. Abundancia de neumatóforos. c) Tipo de cobertura 3 dominado por manglar mixto con presencia de *Laguncularia racemosa* y de parcelas de regeneración. d) Tipo de cobertura 4. Zona de potrero. Charcas con presencia de huellas de ganado.

### 3.2 Fase de laboratorio

Las muestras biológicas colectadas en campo (50 caracoles) fueron lavadas y secadas, con el propósito de excluir el sedimento asociado. Luego, fue medido el largo y ancho de la concha con ayuda de un pie de rey electrónico de precisión  $\pm 0.01\text{mm}$  (tal y como lo sugiere Blanco & Scatena, 2005) y pesados en una balanza analítica de precisión  $\pm 0,1\text{mg}$  marca Shimadzu AUY 220 (Figura 3). Es preciso anotar que el material recolectado se encuentra debidamente conservado y almacenado en la colección del Grupo de Investigación de Ecología Lítica, Islas, Costas y Estuarios (ELICE) del Instituto de Biología de la Universidad de Antioquia.





**Figura 3.** Fotografías del procesamiento de material colectado en campo.

Por su parte, para **el análisis granulométrico**, las muestras de suelo colectadas en campo fueron secadas en un horno a 80°C/24h, seguido de la separación física mediante el uso de tamices (10, 35, 60, 120 y 230 $\mu$ ) atendiendo las recomendaciones técnicas de IGAC (2006) y Sánchez (1990). Por último, se determinó la materia orgánica (MO) estimada por diferencia de peso antes y después de su calcinación a 500°C por seis horas (Figura 4).



**Figura 4.** Fotografías de las muestras de sedimentos luego de ser secadas y tamizadas y determinación de materia orgánica, ubicadas en la mufla, antes de la calcinación.

### 3.3 Análisis de datos.

En cada tipo de cobertura, las variables físico-químicas, dasonómicas, hidrológicas (e.g. inundación) y granulométricas fueron promediadas a lo largo de las tres fechas de muestreo para construir una matriz que sirviera de base para la ordenación de los cuatro tipos de vegetación. Se realizó un Análisis de

Componentes Principales (ACP) para establecer si existían diferencias entre ellos y así mismo determinar cuáles de las variables eran mejores indicadoras.

Con un Análisis de Varianza de dos vías (ANDEVA), se compararon las densidades de *N. virginea* y *M. coffeus* con los tipos de vegetación y salidas de campo (fechas). Las tallas de cada especie fueron comparadas entre tipos de vegetación utilizando un ANDEVA de una vía debido a la poca cantidad de individuos en algunos tipos de vegetación y fechas. Se realizaron pruebas de ajuste a la normalidad, homogeneidad de varianza y se transformaron logarítmicamente las variables cuando fue necesario. Cuando no se cumplieron los requerimientos de homogeneidad de varianza y normalidad, aún con las transformaciones, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Todos los análisis se realizaron siguiendo las sugerencias descritas en Guisande *et al.* (2006) y se utilizó el paquete estadístico MINITAB versión 16.

### **3.4 Descripción de especies de gasterópodos**

***Neritina virginea*** (Linnaeus, 1758): perteneciente a la familia Neritidae, se distribuye desde la Península de la Florida y las Islas Bahamas hasta el norte de Brasil, y desde el golfo de México y América Central hasta las Antillas (Rangel, 2000; Blanco, 2005). Su tamaño oscila entre 4 y 25mm, desde los individuos recientemente reclutados hasta los adultos más grandes (Blanco & Scatena, 2005). De igual forma, los juveniles y adultos exhiben una coloración verde, gris, blanco, rojo, amarillo o púrpura con un patrón variable, con ondulaciones en blanco y negro, formando puntos, manchas, bandas espirales o líneas axiales o de pequeñas pinceladas amarillas (Rangel, 2000; Blanco & Scatena, 2005), coloración diferente a la que exhiben los individuos existentes en la bahía El Uno del golfo de Urabá. También se encuentran densas poblaciones sobre las piedras desde la desembocadura de los ríos hasta varios kilómetros aguas arriba (Pyron & Covich, 2003; Blanco & Scatena, 2006) (Figura 5a).

***Melampus coffeus*** (Linnaeus, 1758): perteneciente a la familia Melampidae, cuyo hábitat es la zona intermareal media, habita en el Atlántico Oeste, Estados Unidos, Brasil, Bermudas y Canadá (Rangel, 2000; García & Correa, 2006; Farrapeira *et al.*, 2009). Se encuentra de forma epifítica sobre los troncos de los árboles por encima del nivel de la marea y se caracteriza por su concha cónica a ovada de color café con tres bandas estrechas de color blanco cremoso y una espiral relativamente corta. Se distribuye especialmente, en la zona supralitoral con influencia de agua marina siendo una especie considerada terrestre y por lo tanto pulmonada (Rangel, 2000) (Figura 5b).



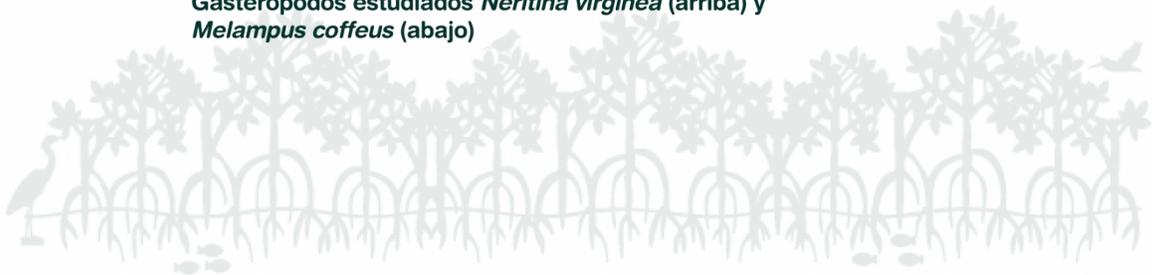
**Figura 5.** Fotografías de las especies de gasterópodos bentónicos: a) *Neritina virginea* y b) *Melampus coffeus*.



Gasterópodos estudiados *Neritina virginea* (arriba) y *Melampus coffeus* (abajo)



# RESULTADOS



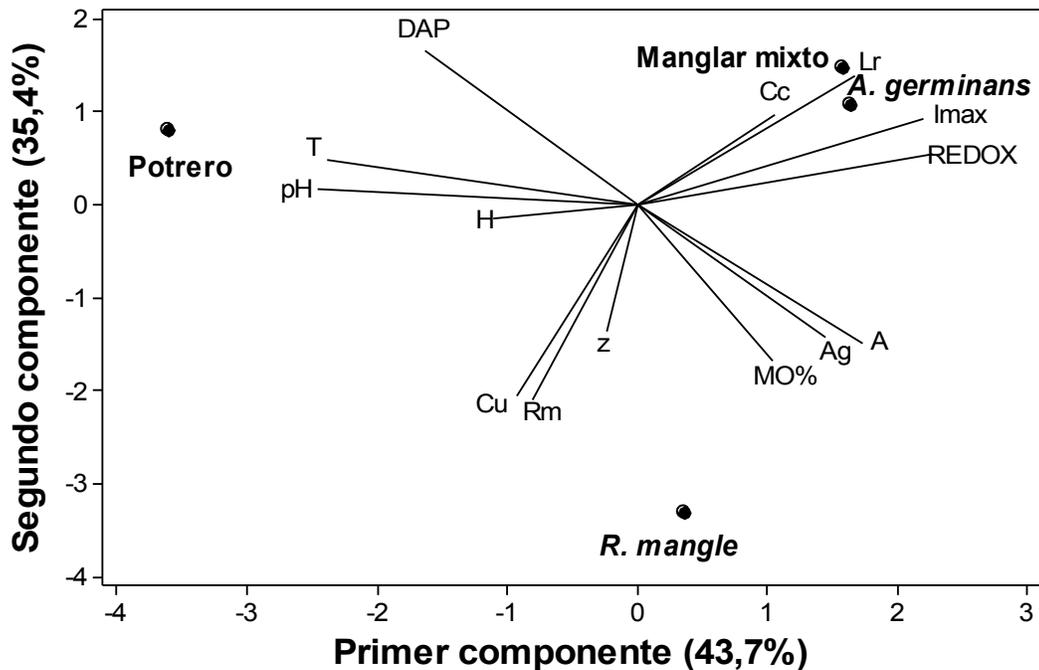
**Tipos de cobertura de manglar.** Las variables estudiadas con los tipos de cobertura se describen en la (Tabla 1), mostrando como resultado, según el Análisis de Componentes Principales ACP, representado en la (Figura 6), claras diferencias entre los cuatro tipos de cobertura, así:

La franja de *R. mangle* se diferenció visiblemente de los demás a lo largo del segundo componente y los potreros mostraron una diferencia con respecto a los manglares de cuenca, ya fueran mixtos o dominados por *A. germinans*, a lo largo del primer componente. Igualmente *R. mangle* (tipo 1) presentó la mayor abundancia de árboles con DAP>15cm ( $11,8\pm 4,2$  ind/500m<sup>2</sup>), plántulas de *R. mangle* ( $3.5\pm 4,4$  ind/4m<sup>2</sup>) y *A. germinans* ( $80\pm 111,2$  ind/4m<sup>2</sup>), profundidad de las charcas durante la marea baja ( $6,1\pm 5,4$ cm), contenido de materia orgánica (19,2%) y coeficiente de uniformidad de los sedimentos ( $10,7\pm 6,3$ ). Los manglares de cuenca (Tipo de cobertura 2 y 3) presentaron la mayor abundancia de plántulas de *L. racemosa*, alto potencial REDOX, mayor inundación máxima y mayor coeficiente de curvatura de los sedimentos.

El Tipo de cobertura 4 (manglar “potrerizado”) presentó la menor abundancia de árboles con DAP>15 cm, los árboles que se encontraron fueron más altos y más gruesos mostrando un avanzado desarrollo y edad, previo a la “potrerización” y dispersos en la zona. Allí también se presentó la menor abundancia de plántulas de *A. germinans* (29 ind/4m<sup>2</sup>), la mayor temperatura y pH (>3°C y pH=7.9 respectivamente), el menor potencial REDOX  $1336,7\pm 1754,6$ mV), y la mitad del porcentaje de materia orgánica (8%) en los sedimentos superficiales, observado en otros tipos de vegetación.

**Tabla 1.** Características dasonómicas, físico-químicas del agua intersticial, hidrológicas y granulométricas del suelo de los cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno, delta del río Turbo, golfo de Urabá, Colombia.\*: Árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) >15 cm. NA: No aplica.

Tipo variable	Variable (código)	<i>R. mangle</i>	Cuenca A. germinans	Cuenca Mixto	Cuenca Intervenido Potrero
Dasonómica	Índice de Valor de Importancia de <i>R. mangle</i>	160	77	98	NA
	Índice de Valor de importancia de de <i>A. germinans</i>	100	124	85	NA
	Índice de Valor de Importancia de <i>L. racemosa</i>	40	89	113	NA
	Abundancia de árboles DAP>15cm (ind./500m <sup>2</sup> ) (A)	11.8±4.2	9.7±3.5	7.3±3.2	4
	Diámetro promedio árboles* (cm) (DAP)	21.7±4.6	23.1±6.2	23.7±0.8	25.2
	Altura promedio árboles* (m) (H)	14.7±4.5	15.4±2.4	13.6±0.6	15.3
	Plántulas de <i>A. germinans</i> (ind./4m <sup>2</sup> ) (Ag)	80±111.2	42±48.2	67±70.7	29
	Plántulas de <i>R. mangle</i> (ind./4m <sup>2</sup> ) (Rm)	3.5±4.4	1.1±1.2	0.7±1.2	2
	Plántulas de <i>L. racemosa</i> (ind./4m <sup>2</sup> ) (Lr)	0.3±0.5	12.1±12.7	7.3±3.5	1
Físico-química agua intersticial	Temperatura (°C) (T)	28.5±0.9	28.1±1.0	28.7±0.4	31.4±1.8
	pH (pH)	7.4±0.7	7.3±0.8	7.3±0.9	7.9±1.0
	Potencial REDOX (mV) (REDOX)	1521.8±2042.6	1778.5±2475.6	1641±2239.8	1336.7±1754.6
Hidrológica	Inundación máxima (cm) (Imax)	15.2±3.97	18.7	20.7±3.2	12.7±1.9
	Profundidad charcos (cm) (z)	6.1±5.4	2.5±1.6	5.3±2.0	4.4±4.1
Granulo-métrica	Coeficiente de uniformidad (Cu)	10.7±6.3	8.2±2.8	8.3±3.8	9.4±6.0
	Coeficiente de curvatura (Cc)	0.6±0.1	0.6±0.1	0.7±0.1	0.6±0.1
	Contenido de materia orgánica (%) (MO)	19.2	18.8	9.6	8



**Figura 6.** Ordenación en los dos primeros Componentes Principales de los cuatro tipos de vegetación (*R. mangle*, *A. germinans*, Mixto y Potrero) en la bahía El Uno, basada en las características dasonómicas, físico-químicas del agua intersticial, hidrológicas y granulométricas de los sedimentos indicadas en el cuadro 1 (ver códigos en el mismo cuadro).

**Especies de gasterópodos.** Dentro de los cuadros observados, *N. virginea* fue la especie significativamente más abundante que *M. coffeus* (Tabla 2). *N. virginea* se encontró predominantemente en el fango del suelo, adheridas a las hojas y en troncos muertos en descomposición, agregadas alrededor de la línea del agua, sobre las raíces y los neumatóforos, subiendo con la marea, paralelo a *M. coffeus* especie encontrada predominantemente en las raíces y los tallos, mostrando también agregaciones en tallos de *A. germinans*, por último cabe resaltar que esta especie estuvo ausente en el tipo de cobertura 3 durante los tres períodos de muestreo.

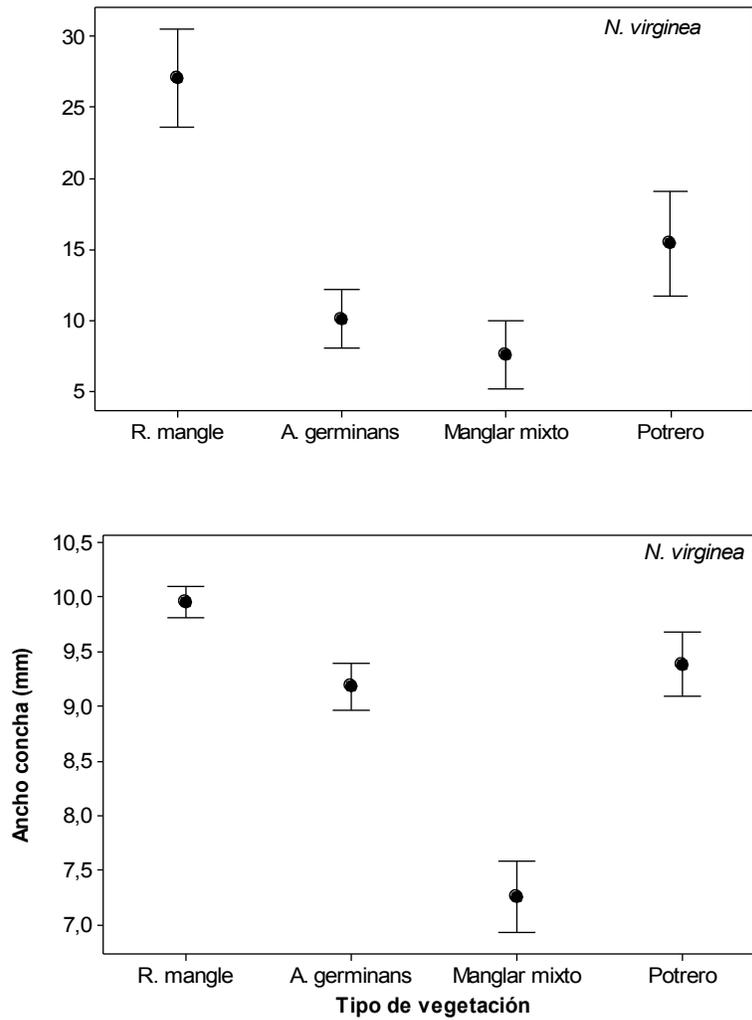
La densidad de *N. virginea* fue significativamente mayor en las franjas de *R. mangle* (Tipo 1) que en los otros tipos de vegetación (Figura 7; ANDEVA dos vías,  $F_{3, 1015}=33.1$ ;  $p<0.001$ ). En los potreros (Tipo 4) la abundancia absoluta fue muy

baja ya que hubo ausencia de individuos fuera de las charcas, pero dentro de las mismas, se presentó una densidad promedio mayor que la observada en los manglares de cuenca (Tipo 2 y 3). Los manglares de cuenca dominados por *A. germinans* y los de cuenca mixtos presentaron las menores densidades (no hubo diferencias entre sí). Hubo una variación temporal significativa de la densidad dentro de cada tipo de manglar (componente de interacción:  $F_{6, 1015}=4.1$ ;  $p<0.001$ ). *M. coffeus* fue escaso en el suelo. La densidad media fue significativamente mayor en los tipos 1 y 4 ( $1.3\pm 6.2$  y  $1.7\pm 9.7$  ind./m<sup>2</sup>, respectivamente) que en el tipo 2 ( $0.5\pm 3.6$ ; la cual no fue significativamente diferente del tipo 3 donde no se encontraron individuos) (Figura 8; Kruskal-Wallis ajustado por los empates;  $H=17.8$ ;  $GL=3$ ;  $p<0.001$ ). En los potreros (Tipo 4) se encontraron pocos individuos en el suelo, aunque se observaron agregaciones sobre los neumatóforos en las charcas de muestreo y sobre los árboles de *A. germinans* por fuera de los cuadros.

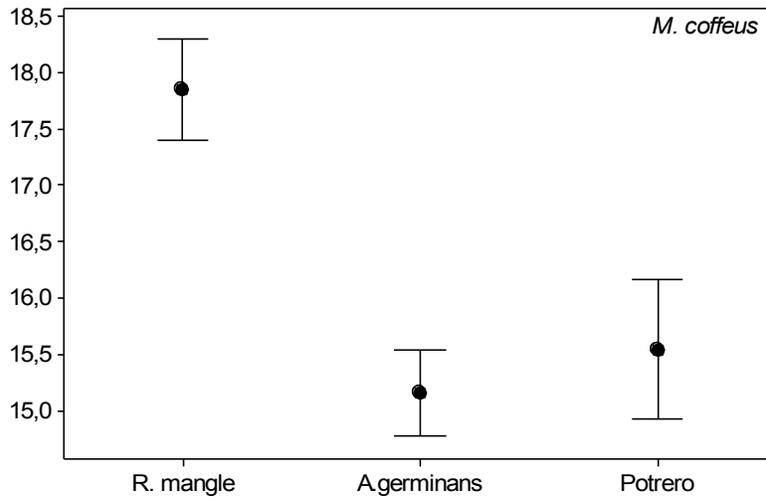
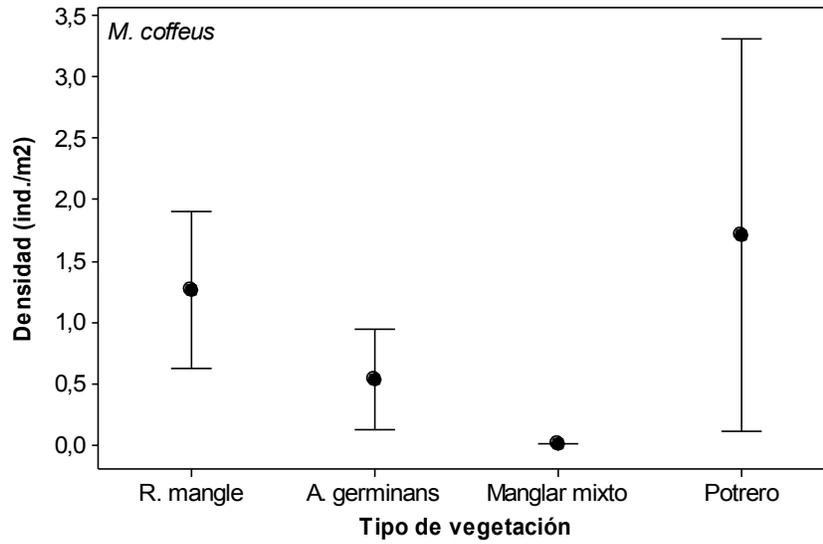
Con respecto a las tallas de las conchas, el mayor promedio de *N. virginea* se observó en el tipo 1, seguido por los tipos 2, 4 y 3 (Figura 8); (ANDEVA una vía,  $F_{3, 2231}=87.0$ ;  $p<0.001$ ). En *M. coffeus*, el mayor promedio se observó en el tipo 1 seguido por los tipos 2 y 4 (Figura 8); (ANDEVA de una vía:  $F_{2, 185}=45.1$ ;  $p<0.001$ ).

**Tabla 2.** Características de dos poblaciones de gasterópodos en cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican promedios, desviaciones estándar y ámbito de las variables. Códigos de los tipos de vegetación: R=*R. mangle*, A=*A. germinans*, M=Manglar mixto, P=potrero. n= número de individuos medidos.

Espece	Densidad (ind./m <sup>2</sup> )	Talla (mm) (n)	Tipo de vegetación	Tipo de sustrato preferido
<i>N. virginea</i>	16.2±26.3 (0-164)	9.3±2.7 (2235)	R, A, M, P	Suelo, (neumatóforos, hojas, troncos)
<i>M. coffeus</i>	0.8±5.5 (0-80)	16.2±2.2 (188)	R, A, P	Raíces y troncos



**Figura 7.** Densidad y talla (ancho de concha) de *N. virginea* en cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican las medias y el intervalo de confianza del 95% para datos ponderados de tres salidas de campo (ene., jul., dic. 2009).



**Figura 8.** Densidad y talla (largo de concha) de *M. coffeus* en cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican las medias y el intervalo de confianza del 95% para datos ponderados de tres salidas de campo (ene., jul., dic. 2009).



Bosque de manglar talado



# DISCUSIÓN



**Problemas asociados a la deforestación.** Desde hace varios años en la zona de Urabá, el paisaje ha venido siendo transformado debido a diversos usos que se le han dado a la tierra, entre ellas la deforestación, la potrerización y la agricultura lo cual ha sido estudiado y observado por (Amortegui, 2011; Blanco, 2009; Taborda, 2008; CORPOURABÁ, 2003). Visiblemente, la bahía El Uno se encuentra sometida a estos tensores, lo que se demostró en los resultados de esta investigación, que la conversión de manglar a potreros o “potrerización”, junto con la deforestación por entresaca, reduce la oferta de posibles microhábitats para la fauna béntica y altera las características físico-químicas, los suelos superficiales generando un impacto directo sobre el ecosistema. La información biofísica del sitio de estudio reveló una marcada diferencia entre los tipos de cobertura; también se observó una pérdida de neumatóforos (dato no cuantificado) lo cual es otro de los principales efectos de deforestación a pequeña escala (e.g. apertura de caminos y construcción de tablados; Skilleter & Warren, 2000). Estos cambios de hábitat físico también pueden ser responsables del aumento de la temperatura (3°C) y la leve alcalinización (pH=8) del agua intersticial en los potreros con respecto a los manglares, tal como lo expone Murcia (2005) para bosques terrestres causando cambios en las condiciones bióticas y abióticas de manera directa e indirecta.

Los suelos también se ven afectados por el aumento de la temperatura, la evapotranspiración y el pisoteo del ganado lo cual podría explicar la disminución del potencial REDOX. El contenido de materia orgánica disminuyó en el potrero, debido posiblemente por la erosión del suelo, la pérdida de humedad, compactación y disminución del flujo de nutrientes los cuales han sido establecidos como efectos negativos de la deforestación, que además no permiten que los propágulos de mangle se establezcan (Boizard & Mitchell, 2011).

La disminución exponencial de la densidad de plántulas de *A. germinans* y la desaparición de otras especies (*L. racemosa* y *R. mangle*) puede ser producto de la disminución de la oferta de propágulos y de su alta mortalidad como

consecuencia de la tala de árboles y de las alteraciones microclimáticas e hidrológicas. Según las parcelas de regeneración analizadas por Hoyos *et al.*, (2011) *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*.

Igualmente, la baja abundancia de los árboles grandes (>15cm) en los manglares de cuenca mixtos es un signo de la entresaca como una forma de tala selectiva del manglar dejando el dosel cubierto, concentrándose en los árboles más jóvenes o con poca altura, los cuales han sido utilizados para la fabricación de “varas”, postes y tablas por parte de las comunidades locales al igual que la entresaca de árboles de diámetros intermedios (5-10cm) para la fabricación de carbón y leña (García, 2007; Urrego *et al.*, 2010).

**Poblaciones de gasterópodos y deforestación en el manglar.** En cuanto a las poblaciones de gasterópodos existentes, la deforestación también ocasionó un impacto sobre ellas, debido que la “potrerización” del manglar fue una de las causas por las que se redujo la densidad de las poblaciones de *M. coffeus* y de *N. virginea*, alterando sus tallas promedio.

El hábito arborícola de *M. coffeus* podría explicar la clara disminución de sus poblaciones como respuesta a la “potrerización” y a la entresaca de árboles. En manglares de La Florida y Brasil donde *M. coffeus* es muy abundante, especialmente en etapas tempranas e intermedias de sucesión del manglar, posiblemente se debe a la mayor densidad de troncos y raíces que les proveen hábitat físico (Maia & Tanaka, 2007). Migran verticalmente sobre los árboles y raíces aéreas para escapar de la inmersión o inclusive de los depredadores, a la vez, se observó que la densidad de *M. coffeus* en el suelo disminuyó con respecto a la distancia desde las raíces fúlcreas de *R. mangle* (Proffitt & Devlin, 2005; Maia & Tanaka, 2007), lo cual podría explicar la menor densidad de *M. coffeus* observada en los manglares de cuenca, los cuales tienen una dominancia de la

especie *A. germinans* (el cual no sólo alcanza una menor densidad de árboles, sino que no presenta raíces fúlcreas o raíces en forma de zancos) y si estas raíces están presentes, son árboles muertos talados debido a la entresaca, contrario a lo observado en los manglares de franja dominados por *R. mangle*.

Fondo & Martens (1998) nos muestran, paralelamente a nuestro estudio, que la presencia de individuos en las áreas de manglar difieren debido a su distribución, además la deforestación, trae como consecuencia un decrecimiento en la biodiversidad. La investigación mostró, según los resultados en el manglar de franja para *M. coffeus*, el papel de refugio que cumplen las raíces fúlcreas lo cual es sugerido por las mayores tallas de conchas observadas y comparado con los otros tipos de cobertura. Finalmente, los hábitos arborícolas de *M. coffeus* explican la alta varianza espacial en los potreros, debido a su predominancia en los tallos de los árboles y en los neumatóforos restantes presentes allí de manera dispersa.

Contrario a *M. coffeus* la especie *N. virginea* presentó una mayor densidad. La distribución espacial de la densidad, sugiere la intervención de factores naturales y antropogénicos. La disminución de la densidad media fue progresiva desde los manglares de franja hacia los manglares de cuenca internos y traseros (potrero), esto puede indicar, según otros estudios, realizados por Blanco & Scatena, (2005; 2006; 2007) en quebradas costeras e insulares del Caribe, que el mar es la fuente de larvas y que el reclutamiento se da en el borde del manglar, los juveniles y adultos se mueven hacia el interior, lo cual se podría relacionar con el ciclo de vida diádromo (migración intermareal) equivalente a lo documentado recientemente en el río Atrato, golfo de Urabá (J.F. Blanco, observaciones personales). Las variaciones temporales de la densidad y las tallas promedio observadas dentro de los manglares en el estudio también sugieren la ocurrencia de migraciones intermareales estacionales que deberían ser investigadas estudios posteriores.

La “potrerización” del manglar causó un efecto negativo en la densidad y la talla promedio de *N. virginea*, debido a sus hábitos acuáticos, la desecación de los

suelos en los potreros, los doseles abiertos allí y semi-abiertos en las coberturas internas, podría causar la mortalidad por fuera de las charcas y promover la concentración de individuos en ellas. Adicionalmente, la alta temperatura (31 °C) y el pH levemente alcalino (7.9) en los suelos, producto de la evaporación y la concentración de sales por la ausencia de árboles, posiblemente influyeron en la reducción de la densidad, principalmente de los individuos más pequeños. Según Blanco & Scatena (2005) en este estudio, la especie *N. virginea* presenta un tamaño que oscila entre 4 y 25 mm, desde los individuos reclutas con una talla <4mm, hasta los adultos más grandes (>8mm); pasando por los individuos juveniles (4-8mm) siendo la máxima longitud los que alcanzan una talla de 25mm en menos de 3 años.

La ausencia de individuos <7mm y el aumento progresivo de la talla promedio en las charcas de los potreros, sugiere su aislamiento de las poblaciones encontradas en el manglar y la ausencia de las migraciones intermareales, dado que esta especie no posee reclutamiento *in situ* por su requerimiento de aguas marinas para completar el desarrollo larval. La reducción de la complejidad del microhábitat (por la pérdida de árboles, raíces, neumatóforos y propágulos) y la baja profundidad de las charcas de los potreros también podría incrementar la depredación por aves y cangrejos sobre los individuos pequeños de *N. virginea*, tal como se ha observado en quebradas costeras y en la bahía el Uno (Blanco & Scatena, 2007; Blanco & Arroyave, 2009).

El estudio señala, al igual que el demostrado en quebradas costeras por Blanco & Scatena (2005; 2006; 2007) que *N. virginea* es un bioindicador de la “potrerización” lo que produce la reducción de la conectividad hidrológica presentando en las estaciones de muestreo un aislamiento en charcas, a su vez, aumenta la fragmentación del hábitat físico causando una pérdida de árboles, raíces fúlcreas y neumatóforos y alterando las propiedades físico-químicas intersticiales del agua en el ecosistema.

Finalmente, los resultados del estudio podrían explicar la ausencia de *N. virginea* en otros manglares del golfo de Urabá sometidos a una extensa tala o que han disminuido su área por la erosión marina debida a eventos de “sobre-lavado” (*overwash*) y deriva litoral (Ortiz & Blanco, 2012). Igualmente y paralelo al estudio de Amortegui (2011) los adultos de mayor tamaño se encontraron en los potreros y manglar de franja teniendo una mayor resistencia a los cambios, igualmente Blanco (2005) menciona que los individuos de mayor tamaño permanecen expuestos pero con un menor riesgo de ser depredados al alcanzar un tamaño que les confiere refugio.

También confirmó la reducción de la densidad del macrobentos observada en sitios deforestados debido a la alteración de la cobertura vegetal, la cual, además de soporte y hábitat físico, provee refugio ante los depredadores y la desecación (Asia: Sasekumar & Chong 1998; Africa: Diop *et al.*, 2001, Fondo & Martens, 1998; Australia: Skilleter & Warren, 2000). Por ejemplo, en deforestaciones a pequeña escala para la construcción complementaria de tablados y caminos, la reducción de neumatóforos es el principal mecanismo que explica la disminución de la densidad de gasterópodos dominantes (Australia: Skilleter & Warren, 2000). En otros estudios, también se encontró que la densidad de moluscos estaba positivamente correlacionada con variables del hábitat físico, tales como la diversidad de plántulas, el número de especies de mangles y de plantas asociadas (Ashton *et al.*, 2003). En ausencia de explotación forestal de los manglares, la cubierta vegetal ofrece estabilidad espacio-temporal de las variables físico-químicas intersticiales y, por lo tanto, debilitan las correlaciones entre estas variables y la micro-distribución de los gasterópodos (Fondo & Martens, 1998). Por el contrario, cuando se deforesta, se fortalecen los efectos negativos de variables físico- químicas como la temperatura y el pH (Fondo & Martens, 1998). En otros casos, se ha presentado que el pH demasiado bajo puede influir en la densidad de los individuos aún en coberturas naturales debido a que corroe las conchas (Fondo & Martens, 1998; Blanco, 2001; Blanco & Arroyave, 2009). También se ha encontrado que las densidades de algunos gasterópodos, aumenta en áreas

deforestadas, algunas dependen de las coberturas pero ninguna de las registradas son completamente dependientes (e.g. algunos littorinidae en Kenia, Fondo & Martens, 1998), esto no se reflejó en la zona de estudio.

**Implicaciones ecosistémicas.** *N. virginea* es el detritívoro más importante para el procesamiento de la materia orgánica del suelo del manglar en el golfo de Urabá por ser notablemente más abundante que *M. coffeus*, contrario a lo observado en los manglares de Florida y Brasil (Proffitt & Devlin, 2005, Maia & Tanaka 2007). *N. virginea* tuvo una densidad media ( $\pm$ d.e.) de  $16.2 \pm 26.3$  ind./m<sup>2</sup> en el delta del río Turbo y la bahía El Uno, sin embargo su distribución fue visiblemente agregada en el espacio y en el tiempo (min-max: 0-164ind./m<sup>2</sup>), mostrando que las densidades superan las de los gasterópodos de otras localidades del mundo (Ashton *et al.*, 2003, Hogarth, 2007).

Estudios en quebradas informan que la especie *N. virginea* es un herbívoro preferencial que se alimenta de microalgas y de materia orgánica acumulada sobre las rocas. Es un detritívoro facultativo que se alimenta de hojas senescentes (Lane, 1991; Chong *et al.*, 2000; Coat *et al.*, 2009), por lo tanto, podría ser considerada como una especie ingeniera ecosistémica, como se ha documentado ampliamente para cangrejos y gasterópodos de otras partes del Caribe y del mundo (McIvor & Smith, 1995; Proffitt & Devlin, 2005; Cannicci *et al.*, 2008; Lee, 2008; Alongi, 2009). Su disminución poblacional debida a la deforestación, como la observada en el golfo de Urabá, podría tener severos impactos a nivel de procesos ecosistémicos como la descomposición de la hojarasca y la bio-perturbación de los sedimentos superficiales del suelo. Este escenario debe ser la motivación, como lo proponen Ellison (2008) y Lee (2008), para empezar a considerar un manejo de los manglares más orientado a la conservación de la fauna y de las funciones, bienes y servicios que prestan, que al sólo mantenimiento de la cubierta vegetal o la conservación de un bien específico, usualmente el recurso pesquero.



Entresaca del manglar



# CONCLUSIONES



Desde el punto de vista biofísico, las coberturas de la zona de estudio, lo que estadísticamente distintas. Las variables que indican el estado de la zona de estudio en cuanto a la deforestación son la ausencia de árboles, la apertura de dosel y posiblemente las huellas de ganado. Estas influyeron en la densidad y tallas de los gasterópodos (*N. virginea* y *M. coffeus*) considerándolos bioindicadores de perturbación.

La potrerización y deforestación en el delta del río Turbo produjo un deterioro de los microhábitats físicos (árboles, raíces, neumatóforos y plántulas) que podrían servir de refugio para los gasterópodos dominantes ante los depredadores y los tensores ambientales como la temperatura, el pH y la inundación.

El gasterópodo *N. virginea* distribuida de forma horizontal sobre el suelo, hojas, ramas y tallos en descomposición estuvo claramente limitada a las charcas restantes en los potreros, lo cual sugiere que esta especie está afectada negativamente por la desecación de los suelos y a la reducción de los niveles de inundación ya que depende del medio acuático para dispersar sus larvas.

La especie *M. coffeus*, distribuida sobre las raíces y troncos, a pesar de su baja densidad, estuvo restringida a los árboles restantes en los potreros, lo cual sugiere que depende de los substratos duros para evitar la inmersión durante la marea alta debido a su condición pulmonada. Dado que no se encontró en la cobertura tipo 3 puede ser un indicador de entresaca frecuente de árboles los cuales son su hábitat preferido.



Tallos juveniles. Tala del manglar



---

# RECOMENDACIONES



De una forma integral, en trabajos futuros, continuar con las investigaciones enfocadas a la conservación de la fauna del manglar debido a las funciones que ejercen a nivel ecosistémico (Transformación, descomposición entre otros). A la vez que el material colectado en campo podría ser útil para investigaciones complementarias en la zona (daños por depredación, desgaste de conchas)

Realizar un mayor control sobre la tala por entresaca, monitoreando los permisos, verificando las extracciones y aprovechamientos del recurso que generen mínimos impactos (obtención del máximo provecho del recurso permitido, árboles tumbados de forma natural, aprovechamiento artesanal del mismo). Igualmente, aplicar planes de recuperación y reforestación de forma continua que conduzcan a sopesar el estado de degradación del ecosistema de manglar.

Generar actividades alternativas que mejoren la economía de las poblaciones que dependen de los recursos del manglar, desarrollando programas estratégicos utilizando el ecosistema de otra forma: paseos ecológicos, guías, observación de fauna y flora entre otros.

El estudio futuro de las relaciones entre las especies y su entorno ofrecerá información base para el establecimiento de programas de conservación y manejo de estos recursos, orientados a permitir la subsistencia de las comunidades humanas que de ellos dependen.

## 8. REFERENCIAS

**Alongi D.M.** 2008. Mangrove forests: Resilience, protection form tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 1-13

**Álvarez-León R.** 1993. Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques* 9(1): 3-25

**Álvarez-León R. & J.H. Polanía-Vorenberg** 1996. Los manglares del Caribe colombiano: síntesis de su conocimiento. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 20 (78): 447-464

**Amortegui V.** 2011. Intervención antrópica (potrerización) en rodales de mangle negro *Avicennia germinans* (Magnoliopsida: Avicenniaceae) en relación a la distribución y abundancia de *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) en el Golfo de Urabá, Caribe colombiano. Tesis de pregrado, Universidad de Antioquia, Antioquia, Colombia.

**Arroyave R.A.** 2011. Exportación de sedimentos desde cuencas hidrográficas de la vertiente oriental del golfo de Urabá (Caribe colombiano) y su relación con factores climáticos y antrópicos: un análisis de series de tiempo y de fotografías aéreas. Tesis de pregrado Universidad de Antioquia.

**Ashton E.C., D.J. Macintosh & P.J. Hogarth.** 2003. A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *J. Trop. Ecol.* 19: 127-142

**Baran, E., Hambrey, J.,** 1998. Mangrove conservation and coastal management in Southeast Asia: what impact on fishery resources? *Marine Pollution Bulletin* 37 (8-12): 431-440

**Benfield S. Guzman H. & Mair J.M.** 2005. An assessment of mangrove forest structure and development after human reclamation in Panama City, Panama. *Journal of Environmental Management*, 76: 263-276

[Boizard, S. & S. Mitchell](#). 2011. Resistance of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) seedlings to deflection and extraction. *Trees* 25: 371-381

**Blanco, J.F.** 1995. La malacofauna epibentónica como indicadora de condiciones naturales y de tensión en manglares del Pacífico Colombiano. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo (énfasis biología marina). Facultad de Ciencias, departamento de Biología. Universidad del Valle. 118 p.

**Blanco, J.F. & J.R. Cantera.** 1999. The vertical distribution of mangrove gastropods and environmental factors relative to tide level at Buenaventura Bay, Pacific Coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.* 65: 617-630

**Blanco, J.F. & F.N. Scatena.** 2005. Floods, habitat hydraulics and upstream migration of *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) in northeastern Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 41: 55-74

**Blanco, J.F. & F.N. Scatena.** 2006. Hierarchical contribution of river-ocean connectivity, water chemistry, hydraulics, and substrate to the distribution of diadromous snails in Puerto Rican streams. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 25: 82-98

**Blanco, J.F. & F.N. Scatena.** 2007. The spatial arrangement of *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) during upstream migration in a split-channel reach. *River Res. Appl.* 23: 235-245

**Blanco, J. & Arroyave, A.** 2009. Daños por depredación y tamaño de concha del caracol diádromo *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) en el Río Mameyes, Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*. 57(4):1069-1080

**Blanco, J.F.** 2009. Banana Crop Expansion and Increased River-borne Sediment Exports to the Gulf of Urabá, Caribbean Coast of Colombia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(3):181-183

**Blanco, J.F., M. Londoño-Mesa, L. Quan-Young., L. Urrego-Giraldo, J. Polanía, A. Osorio, G. Bernal & I. Correa** 2011. The Urabá Gulf Mangrove Expedition of Colombia. *ISME/GLOMIS*. 9: 8-10

**Cannicci, S., D. Burrows, S. Fratini, T.J. Smith III, J. Offenbergl & F. Dahdouh-Guebas.** 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquat. Bot.* 89: 186-200

**Cantera, J.R. y Blanco, J.F.** 2001. The estuary ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In: Seeliger, U., Kjerfve, B. (Eds.), *Coastal Marine Ecosystems*

**Chevillot, P., Molina, A., Giraldo, L. & Molina, C.** 1993. Estudio geológico e hidrológico del Golfo de Urabá. *Boletín científico del Centro de investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas*: 79-89

**Cintrón G. & Y. Schaeffer-Novelli.** 1983. *Introducción a la ecología del manglar*. Unesco – Rostlac, Montevideo. 109 p.

**Coat, S., D. Monti, C. Bouchon & G. Lepoint.** 2009. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwat. Biol.* 54: 1028-1041

**CORPOURABA.** 2003. Caracterización y zonificación de los manglares del Golfo de Urabá –Departamento de Antioquia. Proyecto Zonificación y Ordenamiento de los manglares de Urabá. Convenio 201671 FONADDECORPOURABA. Apartadó. 80 p.

**Dahdouh-Guebas, F., Hettiarachchi, S., Lo Seen, D., Batelaan, O., Sooriyarachchi, S., Jayatissa, L.P., Koedam, N.,** 2005. Transitions in ancient inland freshwater resource management in Sri Lanka affect biota and human populations in and around coastal lagoons. *Curr. Biol.* 15: 579-586

**Diop, E.S., C. Gordon, A.K. Semesi, A. Soumaré, D. Diallo, A. Guissé, M. Diouf & J.S. Ayivor.** 2001. Mangroves of Africa. P. 63-121 p. In: Lacerda, L.D. (ed.). *Mangrove ecosystems. Function and management.* Springer. Berlín.

**Ellison, A. M. Farnsworth, E. J. & Twilley, R. R.** 1996. Facultative mutualism between red mangroves and root-fouling sponges in Belizean mangal. *Ecology.* 77(8): 2431-2444

**Ellison, A.** 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry. *Journal of Sea research* 59: 2-15

**Estrada, E. A.** 2010. Fragmentación de los manglares asociado a factores antrópicos y naturales en el golfo de Urabá. Proyecto en curso, adscrito al CODI (proyecto en curso).

**Farrapeira, C.M.R., Ramos, C.A.C., Barbosa, D.F., Melo, A.V.O.M., Pinto, S.L., Verçosa, M.M., Oliveira, D.A.S. & Francisco, J.A.** 2009. Vertical zonation of the hard substrata macrofauna of the Massangana River estuary, Suape Bay (Pernambuco, Brazil). *Biota Neotrop.* 9(1): 87-100

**Fondo, E.N. & E.E. Martens.** 1998. Effects of mangrove deforestation on macrofaunal densities, Gazi Bay, Kenya. *Mangrov. Salt Marsh.* 2: 75-83

**García, J. M. & Correa, J. D.,** 2006. Macroinvertebrados y peces asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en las bahías Turbo y El Uno, Golfo de Urabá (caribe colombiano). Tesis para optar al título de Ecólogo de Zonas Costeras, Universidad de Antioquia. 132 p.

**García-Valencia, C. (Ed).** 2007. Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-Invemar y Gobernación de Antioquia. Serie de publicaciones especiales de Invemar. Santa Marta, Colombia. (12)

**Guisande, C., A. Berrio, I. Maneiro, I. Riveiro, A. Vergara & A. Vaamonde.** 2006. Tratamiento de datos. Díaz de Santos, Madrid, España.

**Hogarth, P.J.** 2007. The biology of Mangroves and seagrasses. Second Edition. Oxford. Nueva York, Estados Unidos.

**Hoyos, R., Urrego L.E., Lema, A.** 2011. Respuesta de los manglares del delta del Río Turbo y la bahía El Uno (Golfo De Urabá- Colombia), a la variabilidad ambiental y/o Climática Intra-anual. Tesis de Maestría en Bosques y conservación. Depto de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín.

**IDEAM Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia.** Informes técnicos diarios. Página web: [www.ideam.gov.co](http://www.ideam.gov.co)

**IGAC: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Departamento Administrativo Nacional de Estadística.** 2006. Métodos analíticos del laboratorio de suelos. 6° edición. Bogotá D.C. 647 p.

**Lane, J.M.** 1991. The effect of variation in quality and quantity of periphyton on feeding rate and absorption efficiencies of the snail *Neritina reclinata* (Say). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 150: 117-129

**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.; Cintron, G. & Goenaga, C.** 1980. "El ecosistema de manglar bajo tensión". En Memorias del Seminario sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de Manglar. UNESCO: 261-285

**Maia, R.C. & Tanaka M.O.** 2007. Avaliação de efeitos de espécies de mangue na distribuição de *Melampus coffeus* (Gastropoda, Ellobiidae) no Ceará, nordeste do Brasil. Iheringia, Ser. Zool. 97: 379-382

**Márquez, B., Jiménez, M.** 2002. Moluscos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo *Rhizophora mangle*, en el Golfo de Santa Fe, Estado Sucre, Venezuela. Biología Tropical, 50: 1101-1112

**McIvor, C.C. & T.J. Smith.** 1995. Differences in the crab fauna of mangrove areas at a Southwest Florida and a Northeast Australia location: implications for leaf litter processing. Estuaries 18: 591-597

**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

**Lee, S.Y.** 2008. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. Conference proceeding, Journal of Sea Research, 59: 16-29

**Murcia, C.** 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Elsevier science, TREE, vol 10, (2): 58-62

**Ortiz, L.F. & Blanco J.F.** 2012. Ámbito de los gasterópodos del manglar *Neritina virginea* (Neritidae) y *Littorariaangulifera* (Littorinidae) en la Ecorregión Darién, Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop. 60: 219-232

**Pyron, M., and A.P. Covich.** 2003. Migration patterns, densities and growth of *Neritina punctulata* snails in Río Espíritu Santo and Río Mameyes, Northeastern Puerto Rico. Carib. J. Sci. 39: 338-347

**Polanía J.** 1995. Manual Metodológico para los estudios bióticos y abióticos. Proy. PD 171/91 REV 2 (f) Fase 1. Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y Desarrollo de los Manglares en Colombia, Ministerio del Ambiente/OIMT. Santafé de Bogotá D. C. Colombia. 28 p.

**Prahl, Henry Von.** 1989. Manglares de Colombia. Villegas Editores, Bogotá D.C. Colombia. 205 p.

**Prahl H. Von, Cantera J.R y Contreras R.** 1990 Manglares y hombres del Pacífico Colombiano. Fondo FEN COLCIENCIAS Bogotá D.E Colombia

**Proffitt, E.C. & D.J. Devlin.** 2005. Grazing by the intertidal gastropod *Melampus coffeus* greatly increases mangrove leaf litter degradation rates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 296: 209-218

**Restrepo, J.D.** 2005. Los sedimentos del río Magdalena: reflejo de la crisis ambiental. Departamento de Geología. Centro de publicaciones EAFIT. Universidad EAFIT. 267 p.

**Restrepo A. J.** 2008. Deltas de Colombia: morfodinámica y vulnerabilidad ante el Cambio Global. Fondo Editorial Universidad EAFIT. 1° edición. 280 p.

**Rangel R. L.** 2000. Estudio taxonómico de moluscos terrestres y dulceacuícolas de la región maya de México I. Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. M068. México D.F.

**Sánchez G.** 1990. Manual de Laboratorio de Mecánica de suelos I. Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle. Depto de Mecánica de sólidos y materiales. Cali.

**Sánchez-Páez, H.R. Alvarez-León (eds).** 1997a. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. Proy. PD171/91 Rev. (F) Fase 1 Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y el Desarrollo de los Manglares en Colombia, MinAmbiente / OIMT. Santa Fe de Bogotá D.C. Colombia. 511 p.

**Sánchez – Páez, H., Ulloa G.A., Alvarez –León R., Gil –Torres, W.O., Sánchez-Alfárez, A. S., Guevara – Mancera, O A., Patiño- Callejas L. & Páez – Parra, F.E.** 2000. Hacia la Recuperación de los Manglares del Caribe de Colombia. Proyecto PD 171/91, Fase II Etapa II, Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y el Desarrollo de los Manglares en Colombia Ministerio del Medio Ambiente, Asociación Colombiana de Reforestadores y Organización Internacional de Maderas Tropicales OIMT Bogotá, Colombia. 294 p.

**Sasekumar, A. & V.C. Chong.** 1998. Faunal diversity in Malaysian mangrove. Glob. Ecol. Biogeogr. Lett. 7: 57-60

**Skilleter, G.A. & Warren S.** 2000. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 244: 107–129.

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

**Taborda, A.** 2008. Cambios de la cobertura del suelo en la cuenca baja del rio Turbo entre 1960 y 2007, departamento de Antioquia, golfo de Urabá, Caribe Colombiano, Reporte técnico Turbo, CORPOURABA.

**Urrego, L.E., E.C. Molina, J.A. Suárez, H. Ruiz & J. Polanía.** 2010. Distribución, composición y estructura de los manglares del golfo de Urabá. Proyecto Expedición Estuarina, golfo de Urabá, fase 1. Informe final. Julio 2010. Gobernación de Antioquia, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional Sede Medellín, Universidad EAFIT, Colombia.

**Velásquez & Alvarez, R.** 1996. Dinámica costera y geomorfología en el Golfo de Urabá Antioqueño. Sector boca Tarena-Espiga de Turbo. Trabajo de grado Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Facultad de Minas. 120 p.

**Zamora P. & Cortés J.** 2009. Los Manglares de Costa Rica: el Pacífico norte. Rev. Biol. Trop. Vol 57. (3): 473-488