

Reservorios de biomasa aérea y de carbono en los manglares del golfo de Urabá (Caribe colombiano)

Above-ground biomass and carbon reservoirs in Urabá Gulf mangroves (Colombian Caribbean)

Juan F. Blanco-Libreros^{1, 4, 5}, Luis F. Ortiz-Acevedo^{2, 4, 6}, Ligia E. Urrego^{3, 4, 7}

Resumen

Los manglares son los principales reservorios de biomasa aérea (BA) y carbono (C) sobre el suelo entre los ecosistemas marino-costeros tropicales. A partir de datos estructurales de campo y de ecuaciones alométricas publicadas, se estiman los reservorios de BA y C en la vegetación de las cuatro áreas de manglar más extensas del golfo de Urabá. Los manglares del delta del río Atrato mostraron los mayores reservorios de BA y C (165 y 83 t/ha, respectivamente) concentrados en árboles de *Rhizophora mangle*, al igual que los de la ensenada de Rionegro (115 y 58 t/ha, respectivamente). En el costado suroriental del Golfo, los mayores valores se obtuvieron en los manglares de Puerto César-Punta Coquito (85 y 43 t/ha, respectivamente), y por último los de Turbo (76 y 38 t C/ha, respectivamente), ambos dominados por *Avicennia germinans*. En Turbo predominaron árboles de *R. mangle* y *Laguncularia racemosa* de diámetros < 5 cm, reflejo de la fuerte intervención antrópica y los reservorios de BA y C son menores que los de Puerto César-Punta Coquito, más alejado de la cabecera urbana. Los reservorios de biomasa de los manglares del Golfo se encuentran dentro del rango observado en todo el mundo, pero los del delta del río Atrato se acercan más al límite superior registrado. Los manglares mejor conservados del golfo de Urabá son reservorios importantes de C en la BA. La magnitud del reservorio está inversamente relacionada con la distancia a los dos principales centros poblados.

Palabras claves: *Avicennia germinans*, deforestación, Expedición Antioquia 2013, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, tala selectiva

Abstract

Mangroves are the major aboveground biomass (AB) and carbon (C) stocks among the tropical coastal and marine ecosystems. In this study, we estimated the AB and C stocks from the four largest mangrove areas in the Urabá Gulf, by using published allometric equations in combination with field-obtained forest structure data. The Atrato River Delta exhibited the largest AB and C stocks (165 and 83 t/ha, respectively) due to the dominance of large-diameter *Rhizophora mangle* trees (> 15 cm), followed by Rionegro Cove (115 and 58 t/ha, respectively), also dominated by the same species. In the Southeastern coast of the Gulf, the largest AB and C stocks were observed in the Puerto César-Punta Coquito sector (85 and 43 t/ha, respectively), followed by the Turbo sector (76 and 38 t C/ha, respectively), both dominated by *Avicennia germinans*. In the Turbo sector, there was a high density of thin diameter (< 5 cm) *R. mangle* and *Laguncularia racemosa* trees, as a consequence of the high logging pressure. The AB and C stocks of these species in the Turbo sector were lower than those observed in the Puerto César-Punta Coquito, located far from the urban area of the Turbo City. The biomass stocks of mangroves in the Urabá Gulf lay within the range observed worldwide, but the Atrato River Delta was one of the largest. This study concluded that mangroves in the Urabá Gulf are significant C stocks, mainly those within conservation areas. The size of the stocks is inversely correlated with distance to the two main population centers.

Recibido: mayo 2014; aceptado: febrero 2015.

¹ Docente e investigador. Grupo de Ecología Lógica: Islas, Costas y Estuarios (ELICE), Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia. A. A. 1226. Medellín (Antioquia), Colombia.

² Grupo de Ecología Lógica: Islas, Costas y Estuarios (ELICE), Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia. A. A. 1226. Medellín (Antioquia), Colombia.

³ Docente e investigador. Grupo de investigación Oceanicos (Oceanografía e Ingeniería costera), Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Medellín (Antioquia), Colombia.

⁴ Igual contribución

Correos electrónicos: ⁵ <juan.blanco@udea.edu.co>; ⁶ <lfortiz24@gmail.com>; ⁷ <leurrego@unal.edu.co>.

Key words: Antioquia Expedition 2013, *Avicennia germinans*, deforestation, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, selective logging

INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar son los principales reservorios de biomasa aérea (BA) y carbono aéreo (C) en las zonas marino-costeras tropicales y subtropicales (Adame et al. 2013, Donato et al. 2011, 2012, Kauffman et al. 2011). En la zona intermareal de éstas, los manglares son los ecosistemas boscosos más extensos y de mayor biomasa y productividad, por lo que en la actualidad se consideran importantes sumideros de C en el contexto regional y global (Adame et al. 2013, Bouillon et al. 2003, 2008, Donato et al. 2011, 2012, Kauffman et al. 2011, Kristensen et al. 2008, Twilley et al. 1992). Los datos obtenidos en la última década han confirmado la prevalencia de los manglares como reservorios y sumideros de C, sobre los ecosistemas terrestres particularmente los de zonas insulares y costeras semi-áridas (Adame et al. 2013, Donato et al. 2011, 2012, Kauffman et al. 2011, Twilley et al. 1992). Esta valoración se ha hecho con base en la estimación de la BA a partir de ecuaciones alométricas para las diferentes especies (Kauffman y Cole 2010, Komiyama et al. 2005, 2008), y en la cuantificación de la dinámica de la productividad primaria a partir de la estimación de las tasas de fijación y acumulación de C en el dosel y su posterior degradación y exportación al suelo y al medio pelágico (Bouillon et al. 2008, Komiyama et al. 2008, Kristensen et al. 2008). Igualmente, las altas cantidades de C sobre el suelo (hojarasca, estructuras reproductivas, troncos y raíces aéreas) registradas se relacionan con el periodo de residencia más largo de estas estructuras en el suelo y de su capacidad de acumular materia orgánica tanto alóctona, como autóctona, entre el sistema radicular aéreo y subterráneo (Donato et al. 2011, Komiyama et al. 2008). Finalmente, el C atmosférico capturado por los manglares aporta grandes cantidades de materia orgánica a los ecosistemas marino-costeros vecinos (e. g., estuarios, arrecifes coralinos, pastos marinos y medio pelágico; Alongi 2002), cumpliendo con un servicio ecosistémico de gran importancia, que soporta amplia gama de actividades socio-económicas de las comunidades humanas costeras, entre la que se incluyen la extracción de madera y la pesca, que se constituyen, paradójicamente, en su principal amenaza (Aburto-Oropeza et al. 2008, Walters et al. 2008, Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez 1999).

A pesar de la importancia de los manglares, las altas tasas de deforestación que experimenta y la conversión a otras

coberturas, así como la erosión costera, asociada al ascenso en el nivel del mar (Farnsworth y Ellison 1997, Gilman et al. 2008, Valiela et al. 2001, Walters et al. 2008), están causando no sólo la pérdida de grandes extensiones (Valiela et al. 2001, Yáñez-Arancibia et al. 1998), sino también la liberación de grandes cantidades de C a la atmósfera o al océano (Alongi 2002) convirtiéndolos así en una fuente que contribuye al cambio global y regional (Gilman et al. 2008, Krauss et al. 2014, Lovelock et al. 2011, Polidoro et al. 2010, Yáñez-Arancibia et al. 1998).

Los manglares del Caribe colombiano se consideran una área prioritaria para la conservación (Polidoro et al. 2010) por el predominio de manglares casi mono-específicos en algunas localidades y la presencia de especies de reducido ámbito geográfico (e. g., *Pelliciera rhizophorae* Triana 1852), pero también por la transformación de grandes extensiones a otras coberturas, asociadas con sistemas productivos agrícolas y acuícolas (Álvarez-León y Polanía 1996, Ellison y Farnsworth 1996, Polidoro et al. 2010). A pesar de ello, son escasas las estimaciones de la BA y del reservorio de C en las áreas de manglar, las cuales se restringen al Caribe meridional (Ciénaga Grande de Santa Marta: De la Peña et al. 2010; bahía de Cartagena: Díaz-Mendoza et al. 2010). En el Caribe sur, el departamento de Antioquia ha sido pionero en la estimación preliminar de los reservorios de BA y C de manglares (a partir de datos estructurales promedios) del golfo de Urabá a partir de la "Expedición Estuarina, golfo de Urabá" (Blanco et al. 2012). En el presente artículo se refina la estimación de la BA y el C contenido en ella en los manglares del Golfo, mediante el uso de ecuaciones alométricas, y se postula la hipótesis de que los mayores reservorios de BA y el C contenido en ella, se encuentran en las áreas mejor conservadas y aisladas de la cabecera municipal de Turbo, como producto de una menor intervención antrópica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La Ecorregión Darién del Caribe comprende el sur de Panamá y el sur de Colombia. En el extremo suroccidental del Caribe colombiano, la zona costera está comprendida por los departamentos de Chocó y Antioquia, donde sobresalen las subregiones Caribe chocoano, golfo de Urabá y Caribe antioqueño (INVEMAR 2013). El golfo de Urabá (7° 50'-8° 56' N,

77° 22' -76° 25' O) es la más extensa, siendo un cuerpo de agua alargado, en dirección norte-sur, con morfología en forma de "U" (aproximadamente 80 km de largo y 25 km de ancho promedio, con cerca de 8 km en su parte más estrecha). Tiene un área de 4.291 km² y es el estuario de mayor tamaño en el Caribe colombiano ya que en la parte media de su costa occidental desemboca el río Atrato (4.155 m³/s; García-Valencia 2007), el de segundo mayor caudal del Caribe colombiano (después del río Magdalena). Este exhibe un extenso delta digitado que contrasta con los microdeltas acuminados moldeados por el oleaje que se forman en el costado suroriental en la desembocadura de varios ríos de menor caudal (Currulao, El Tres, León y Turbo) (figura 1).

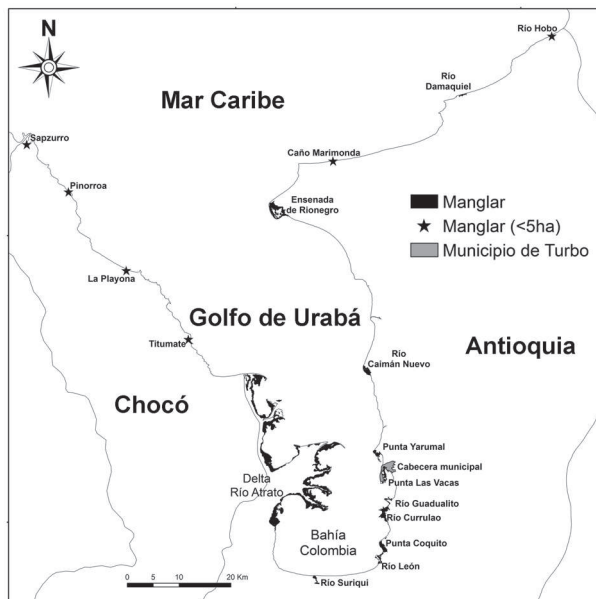


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las áreas de manglar en la Ecorregión Darién en los departamentos colombianos de Chocó y Antioquia, incluyendo el golfo de Urabá

La estacionalidad de los vientos y de la precipitación (2.500 mm/año; época húmeda: abril-mayo, agosto-noviembre; época seca: diciembre-marzo; junio-julio) juegan un papel importante en la variabilidad espacial de la salinidad del agua en costas y manglares. La circulación de los vientos en el área está en fase con el movimiento de la Zona de Convergencia Inter-Tropical cuyo desplazamiento hacia el sur de Colombia durante la época seca (diciembre-enero) trae consigo aumento de los vientos Alisios del Noreste, mientras que cuando ésta se desplaza hacia el norte en la época húmeda, se presentan los vientos Alisios

del Sureste (García-Valencia 2007). En la época seca, aunque las precipitaciones son muy bajas, el aumento de los vientos Alisios del Norte y Nordeste retienen el aporte de agua dulce ocasionando que el Golfo se comporte como una enorme "piscina" de agua oligo- a meso-halina a nivel superficial. En la época húmeda los vientos son débiles y se caracterizan por soplar principalmente desde el sur y suroeste. Sin embargo, el aporte de agua dulce al Golfo proveniente del río Atrato y de otros ríos de menor magnitud es exportado, y se mantiene una masa de agua más salada (polihalina) al interior sur (bahía Colombia) (Álvarez-Silva et al. 2012, García-Valencia 2007, Osorio-Arias et al. 2010).

El delta del río Atrato es el área de mayor extensión de manglares dominados por *Rhizophora mangle* L. (1753), con predominio del 80% (densidad relativa), seguida de *Laguncularia racemosa* L. (1807) (Urrego et al. 2010, 2014). En bahía Colombia, en la desembocadura del río Suriquí, se presenta un manglar de tipo ribereño con mezcla de varias especies. En la costa occidental del Golfo existen pequeñas áreas dominadas por *Avicennia germinans* L. (1764). En la ensenada de Rionegro, ubicada en el límite nororiental del Golfo, se presenta la mayor área de manglar de la costa oriental, dominada por *R. mangle* y *L. racemosa*. En el costado suroriental sobresalen los parches de manglar en la desembocaduras de los ríos León y Currulao, y en las bahías Turbo y El Uno. Los manglares del Golfo son principalmente de borde y ribereños dominados por *R. mangle*, aunque hay pequeñas áreas de manglares de cuencas en las partes internas dominadas por *A. germinans* (Blanco et al. 2012, Urrego et al. 2014).

Cálculo de la BA y C. Para la tipificación de las características estructurales de los manglares se realizó una clasificación fisiográfica según Lugo y Snedaker (1974), con base en el análisis de fotografías aéreas de 2009 a escala 1:10.000. En campo se realizó un pre-muestreo en 5 parcelas circulares de 500 m² por cada uno de los tipos de manglares, y con base en la variabilidad de la composición florística se estableció el número de parcelas que se debían muestrear por cada tipo, considerando un error máximo del 15% (Urrego et al. 2010, 2014). De esta manera se realizaron en total 79 parcelas (temporales) circulares de 500 m² (25 en el delta del río Atrato, 27 en la ensenada de Rionegro, 9 en Puerto César-Punta Coquito y 18 en Turbo; correspondientes a 46 parcelas en manglar de borde, 18 en manglar ribereño y 15 en manglar de cuenca). Para efectos de esta investigación se analizaron los datos por cada una de las áreas geográficas descritas para el Golfo. En cada parcela se midieron diámetros a la altura del pecho

(DAP, medido a 1,3 m sobre el suelo para *A. germinans* y *L. racemosa* o justo por encima de la última raíz aérea para *R. mangle*) y alturas totales a todos los árboles con DAP mínimo de 5,0 cm. La BA de cada árbol registrado (W_t) se estimó a partir de ecuaciones alométricas de tipo geométrico (Komiyama et al. 2005, 2008):

$$W_t = b (\text{DAP})^a$$

Donde **a** y **b** son constantes definidas empíricamente con datos de campo para las diferentes especies, en algunos sitios del mundo donde ha sido posible aprear árboles.

Dado que no existen ecuaciones generadas localmente a partir de árboles apeados, se utilizaron las ecuaciones de Fromard et al. (1998) para las cuatro principales áreas de manglar dentro del golfo de Urabá (desembocadura del río Atrato, ensenada de Rionegro, Puerto César-Punta Coquito y Turbo). La BA por árbol de las tres especies más abundantes se estimó a partir del DAP utilizando las ecuaciones de Fromard et al. (1998), obtenidas a partir de árboles cosechados en manglares en la Guyana Francesa, de varios tipos fisiográficos, estados sucesionales y arquitecturas arbóreas, que son similares al golfo de Urabá, tal como lo demuestran los rangos de DAP, altura y densidad observados. Las ecuaciones fueron las siguientes:

$$R. mangle: \quad W_t = 0,178 (\text{DAP})^{2,47}$$

$$A. germinans: \quad W_t = 0,0942 (\text{DAP})^{2,54}$$

$$L. racemosa: \quad W_t = 0,209 (\text{DAP})^{2,24}$$

Los estimativos de BA total de manglar para cada localidad fueron expresados en toneladas (**t**) por hectárea y por especie. Por último, para estimar la BA de C (**t/ha**) de cada localidad, se asumió que aproximadamente el 50% de la BA corresponde al contenido de C como ha sido ampliamente sugerido (Bouillon et al. 2008, IPCC, 2013). Se estimó el reservorio total por localidad multiplicando el reservorio por hectárea y la extensión total (anexo 1).

Análisis estadísticos. Los valores de DAP promedio, BA y C de los manglares del golfo de Urabá se compararon entre localidades y entre especies a través de la prueba de Chi-cuadrado, utilizando el paquete estadístico MINITAB (versión 14.12.0). No se realizó análisis paramétrico porque las comparaciones se hicieron entre los valores calculados a partir de la suma de la BA o el C en todas las parcelas dividida por el área muestreada en cada localidad (datos

ponderados). No se estimó la variabilidad espacial dentro de cada localidad por considerar que esto requería mayor esfuerzo de muestreo debido a la gran extensión de algunas como el delta del río Atrato y la ensenada de Rionegro, y debido a que comprender dicha variabilidad espacial no era el objetivo de este trabajo. A pesar de ello, el número de parcelas utilizadas (rango: 9-27) permite establecer datos medianos con buen intervalo de confianza (no calculado).

RESULTADOS

Estructura diamétrica. Los valores promedios de DAP fueron significativamente diferentes entre las cuatro localidades del golfo de Urabá (Chi-cuadrado = 14,6; $p < 0,02$). Los manglares del delta del río Atrato presentaron los mayores DAP promedio con respecto a las otras localidades, pero no se presentaron diferencias significativas entre las especies (promedio y desviación estándar: *L. racemosa*: 20,4 ± 11,8 cm; *A. germinans*: 19,5 ± 7,3 cm; *R. mangle*: 17,1 ± 11,4 cm). En los manglares del área Puerto César-Punta Coquito, *A. germinans* presentó el mayor DAP promedio (16,5 ± 12,3 cm), seguido de *R. mangle* (9,8 ± 5,5 cm) y *L. racemosa* (6,8 ± 5,6 cm). Igual comportamiento se presentó en la zona de Turbo (*A. germinans*: 16,2 ± 11,2 cm; *L. racemosa*: 4,7 ± 2,0 cm; *R. mangle*: 4,0 ± 1,0 cm). En la ensenada de Rionegro, *A. germinans* presentó el mayor valor (12,8 ± 5,7 cm), seguido de *L. racemosa* (12,1 ± 6,4 cm) y *R. mangle* (12,1 ± 9,0 cm) (tabla 1). En Turbo se presentaron los menores DAP, particularmente en *R. mangle* y *L. racemosa*. Una amplia presentación de resultados de estructura vegetal la publicó recientemente Urrego et al. (2014).

Biomasa aérea (BA). En la figura 2 se muestra la BA total y el aporte por especie para las cuatro localidades del golfo de Urabá. La BA total fue significativamente diferente entre localidades (Chi-cuadrado = 44,5; $p < 0,0001$), siendo los manglares con mayor BA los del delta del río Atrato con 165 t/ha, seguidos de la ensenada de Rionegro (115 t/ha), Puerto Cesar-Punta Coquito (85,4 t/ha) y Turbo (75,8 t/ha) (tabla 1). La contribución de cada especie a la BA total varió considerablemente entre localidades (figura 2, tabla 1). En el delta del río Atrato, *R. mangle* presentó la mayor BA con 152,6 t/ha (92%), mientras que *L. racemosa* contribuyó 12,4 t/ha seguida de *A. germinans* con 0,9 t/ha. En Puerto Cesar-Punta Coquito, la mayor BA la presentó *A. germinans* con 46,3 t/ha (54%) seguida de *R. mangle* (33,0 t/ha) y *L. racemosa* (6,2 t/ha). En Turbo, *A. germinans* presentó la mayor contribución de BA (63,8 t/ha, 84%) pero *R. mangle* (6,4 t/ha) y *L. racemosa* (5,5 t/ha) las

menores. En la ensenada de Rionegro, *R. mangle* (107,8 t/ha; correspondiente al 93% de total ecosistémico) presentó la mayor contribución de BA, mientras que *L. racemosa* (6,4 t/ha) y *A. germinans* (1,4 t/ha) presentaron las menores.

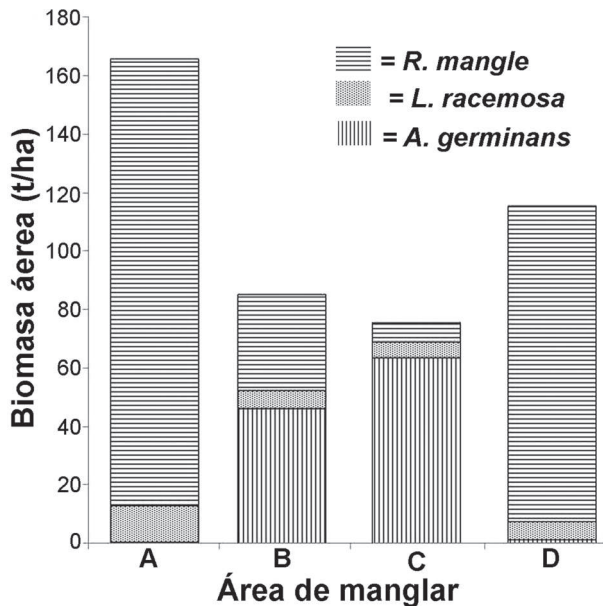


Figura 2. Estimativos de biomasa aérea (BA) total y por especie de mangle para las cuatro áreas geográficas principales de la Ecorregión Darién, particularmente del golfo de Urabá, Colombia. **A.** Delta del río Atrato; **B.** Puerto César-Punta Coquito; **C.** Turbo; **D.** Ensenada de Rionegro. Esfuerzo de muestreo expresado en número de parcelas: 25 en el delta del río Atrato, 9 en Puerto César-Punta Coquito, 18 en Turbo y 27 en la ensenada de Rionegro [El orden de las localidades corresponde a la dirección occidente-oriente (ver figura 1), lo cual muestra que los menores reservorios se encuentran en la costa suroriental]

Reservorio de C en biomasa aérea (BA). El mayor reservorio lo presentó el delta del río Atrato (82,9 t C/ha) seguido por la ensenada de Rionegro con 57,8 t C/ha, siendo *R. mangle* la especie más importante como reservorio de C en estas dos localidades con valores individuales de 76,3 y 53,9 t C/ha, respectivamente. En las áreas de Puerto César-Punta Coquito (42,7 t C/ha) y Turbo (37,9 t C/ha) se registraron valores menores del reservorio de C en la BA representados principalmente por *A. germinans* (23,1 y 31,9 t C/ha, respectivamente) (tabla 1). El reservorio total de C se estimó en 318.833 t C en las 3.846 ha del delta del río Atrato, 20.461 t C en las 354 ha de la ensenada de Rionegro, 17.458 t C en las 406 ha de Puerto César-Punta Coquito, y 5.496 t C en las 145 ha de Turbo.

DISCUSIÓN

Posibles factores que influyen sobre el desarrollo diamétrico de los manglares del golfo de Urabá. Los DAP promedios estimados en las cuatro localidades de estudio revelan influencias naturales y antropogénicas. Los manglares del delta del río Atrato, la ensenada de Rionegro y Puerto César-Punta Coquito al presentar los mayores valores de DAP y distribución en forma de “J” invertida, reflejan mejor estado de conservación y baja presión por tala selectiva (Blanco et al. 2012, Urrego et al. 2014). Particularmente en el delta del río Atrato y en la ensenada de Rionegro, los mayores valores de DAP podrían obedecer a la combinación de dos condiciones: 1) al mayor aporte de agua dulce y baja salinidad, que reduce el estrés osmótico, y 2) a que son zonas protegidas por el Concejo Comunitario Mayor de Bocas del Atrato y el Parque Natural Regional de la ensenada de Rionegro (reserva legal del municipio de Necoclí, avalada por CORPOURABÁ), y ambas se encuentran alejadas de los grandes centros poblados como Turbo y Necoclí, que demandan grandes cantidades de madera para construcción. Adicionalmente, la dinámica fluvio-marina, que favorece la acreción en los deltas, combinada con el incremento en el nivel del mar, está generando nuevas áreas aptas para la colonización del manglar en el Golfo, mientras que la erosión costera está generando pérdida focalizada de manglar, en las áreas con pocos aportes de sedimentos aluviales (Ruíz-Duque 2013).

Por el contrario, el costado suroriental del golfo de Urabá presenta manglares fragmentados compuestos por parches dispersos (CORPOURABÁ 2003), y registra las mayores tasas de deforestación (Estrada-Urrea 2014, Ruíz-Duque 2013) y cambios en la composición y estructura de la vegetación, asociadas no solo a la cercanía al perímetro urbano del municipio Turbo y la ausencia de figuras de protección legal que estimulan la fuerte actividad extractiva y la pérdida significativa de áreas de manglar, sino también a los efectos ambientales causados por la desviación del lecho del río, que ha causado cambios en la sedimentación costera (Correa y Vernet 2004), por lo tanto, le confieren alto grado de amenaza en la región sur de Caribe colombiano.

En el área peri-urbana de Turbo, los bosques estuvieron conformados por árboles jóvenes, probablemente resultado de la sobre-explotación de las tallas grandes (DAP > 15 cm) usadas para la construcción de viviendas, pilotes, varas y carbón, y reclamación para el establecimiento de potreros (Blanco et al. 2012, 2013, Hoyos et al. 2013, Urrego et al. 2014). Otros factores como la ampliación

Tabla 1. Diámetro de los árboles (promedio y desviación estándar), biomasa aérea (BA; t/ha) y reservorio de C para las cuatro principales localidades de manglar del golfo de Urabá, Caribe colombiano [DAP = diámetro altura del pecho en cm; Res C = reservorio de carbono (t C/ha); * = Turbo se describe como Punta Yarumal-Punta Las Vacas en Urrego et al. (2010)]

Localidades	Especie	DAP	BA	Res C*
Delta del río Atrato	<i>A. germinans</i>	19,5 ± 7,3	0,9	0,4
	<i>L. racemosa</i>	20,4 ± 11,8	12,4	6,2
	<i>R. mangle</i>	17,1 ± 11,4	152,6	76,3
	Total biomasa		165,9	82,9
Puerto Cesar-Punta Coquito	<i>A. germinans</i>	16,5 ± 12,3	46,3	23,1
	<i>L. racemosa</i>	6,8 ± 5,6	6,2	3,1
	<i>R. mangle</i>	9,8 ± 5,5	33,0	16,5
	Total biomasa		85,4	42,7
Turbo*	<i>A. germinans</i>	16,2 ± 11,2	63,8	31,9
	<i>L. racemosa</i>	4,7 ± 2,0	5,5	2,7
	<i>R. mangle</i>	4,0 ± 1,0	6,4	3,2
	Total biomasa		75,8	37,9
Ensenada de Rionegro	<i>A. germinans</i>	12,8 ± 5,7	1,4	0,7
	<i>L. racemosa</i>	12,1 ± 6,4	6,4	3,2
	<i>R. mangle</i>	12,1 ± 9,0	107,8	53,9
	Total biomasa		115,6	57,8

de las fronteras agrícola (principalmente para cultivos de banano y plátano), ganadera (zonas de pastos) y urbana son factores que favorecen la pérdida indiscriminada de áreas de manglar en esta región (Amortegui-Torres et al. 2013, Blanco et al. 2013, Estrada-Urrea 2014).

Los manglares del golfo de Urabá, al menos en algunas localidades, están sometidos a fuerte presión antropogénica y exhiben tasas de deforestación (Blanco et al. 2012) posiblemente mayores a las del resto del Caribe Colombiano (e. g., 2,3%; Cabrera 2011). Sin embargo, los patrones de deforestación no son uniformes en el Golfo, por las causas ya descritas. Recientemente, comparaciones rigurosas de aerofotografías multi-temporales sugieren que las tasas de pérdida de manglar se encuentran en el rango de 0,4-0,9% para las áreas peri-urbanas del delta del río Turbo (Estrada-Urrea 2014, Ruíz-Duque 2013). Estas tasas actualizadas son similares a las de otros sitios en América Latina y África Occidental (FAO 2008, Friess 2013), con las cuales se comparten afinidades florísticas. Por ejemplo, Hirales-Cota et al. (2010) en la costa del Caribe mexicano identificaron tasa de deforestación anual de 0,85% durante un periodo de 12 años, considerada relativamente alta en comparación con otros manglares en México, y asociada

principalmente a cambios de uso del suelo (asentamientos humanos, cultivos y caminos), tal como ocurre en los manglares del Golfo.

Sin embargo, los patrones de intervención difieren entre regiones y se relacionan con los usos particulares de las especies. Por ejemplo, en la costa del Pacífico mexicano *L. racemosa* es la especie más utilizada para leña y material de construcción, *A. germinans* se utiliza para la producción de té y *R. mangle* se utiliza para la obtención de taninos, pero las dos últimas especies también se utilizan para propósitos medicinales (Hernández-Cornejo et al. 2005). En los manglares de Camerún, donde también están presentes estas tres especies, las actividades extractivas y el cambio de uso del suelo (asentamientos humanos, carreteras y cultivos) afectan en mayor proporción las especies de *Rhizophora* usadas para leña y material de construcción (Nfotabong-Atheull et al. 2009, 2011, 2013).

Extensión y biomasa aérea en las localidades del golfo de Urabá. Según el último inventario de coberturas de manglar en el golfo de Urabá (Urrego et al. 2014), el área con mayor extensión de manglares se encuentra en el delta del río Atrato con el 78,3% (3.846 ha) del área total (4.908 ha),

lo cual implica que ésta contiene el mayor reservorio de BA, lo cual se explica por el buen estado de conservación de la vegetación, y su lejanía de los principales centros poblados y cabeceras municipales de la región, como ya se mencionó.

La ensenada de Rionegro, a pesar de estar en el límite norte del costado oriental del golfo de Urabá, presentó la segunda mayor BA por hectárea, producto de los gruesos diámetros, y el 7,2% (342 ha) de la extensión de los manglares del Golfo (Urrego et al. 2010, 2014). A pesar de estar protegida como reserva natural (CORPOURABÁ 1992) y estar relativamente distante de las cabeceras urbanas, especialmente de Necoclí, y aislada de zonas agropecuarias debido a las condiciones pantanosas de las áreas circunvecinas, presenta evidencias claras de perturbaciones antrópicas esporádicas y localizadas que han generado claros de dosel y la muerte en pie de gran número árboles adultos, bajo los cuales se registró regeneración abundante y homogénea de *R. mangle*, constituyendo un tipo de manglar “en estado sucesional temprano” (*sensu* Urrego et al. 2014).

Los manglares de Puerto César y Punta Coquito para el 2010 ocupaban el 8,3% de la extensión de los manglares del Golfo (Urrego et al. 2014) y a pesar de su cercanía a Turbo y otros poblados menores presentaron buen estado de desarrollo estructural (*R. mangle* y *L. racemosa* con DAP > 7 cm) comparado con los cercanos a Turbo (*R. mangle* y *L. racemosa* con DAP < 5 cm). Estos están conformados por manglares de borde poco fragmentados y con alta BA, pero con presencia de algún grado actividad antrópica extractiva. Al sur de esta localidad, Estrada-Urrea (2014) registró pérdida de 10 ha de manglar en la desembocadura del río León, que estaban presentes en las fotografías del 2009, asociada al reclamo de tierras de baja mar con fines agropecuarios, la cual podría ser amenaza latente para los manglares de esta zona del Golfo. Por otro lado, el 2,9% de los manglares del Golfo se concentra en el área perimetral de la cabecera urbana de Turbo y por ello, se caracterizan por estar muy fragmentados, presentar alto efecto de borde con evidencias notables de actividad antrópica, tales como presencia de tocones de árboles, desechos domésticos, huellas de pisoteo de humanos y del ganado (Estrada-Urrea 2014).

La BA por hectárea de los manglares mejor conservados del golfo de Urabá (delta del río Atrato) de 166 t/ha, coincide con el promedio mundial estimado a partir de mediciones de campo (Hutchison et al. 2014). Dicho valor excede el de Norteamérica, Centroamérica y el Caribe (145,3 t/ha), aunque está por debajo del promedio de

Suramérica (185,7 t/ha) (Hutchison et al. 2014). A nivel global, mientras los mayores valores se encuentran en las islas del Indopacífico (294 t/ha), el Paleo- y Neo-tropico presentan valores promedios menores (224,7 y 119,2 t/ha, respectivamente) (ver tabla 3 en Blanco et al. 2012). El estudio de Hutchison et al. (2014) también ubica a Colombia entre los 10 países con mayor biomasa total de manglares, pero como el primero en biomasa por hectárea, e identifica al golfo de Urabá como un “punto caliente” (*hot spot*), con valores superiores a los observados en el resto del Caribe (BA < 200 t/ha) y similares a los observados en el Pacífico colombiano (BA > 200 t/ha).

La contribución específica a la biomasa aérea. La especie que presentó mayor BA en el Golfo fue *R. mangle* (ubicada típicamente en la parte externa del manglar), condición promovida posiblemente por la baja salinidad de las aguas del Golfo, dados los grandes aportes de agua dulce por el río Atrato y otros ríos de menor magnitud, al igual que los regímenes de inundación fluvial que favorecen la reproducción y colonización por esta especie (Urrego et al. 2014). No obstante esta especie es la que presenta el mayor grado de vulnerabilidad ante la explotación con diferentes fines, como la producción de carbón, extracción de varas y pilotes para la construcción, y otros fines madereros. En las zonas con mayor intervención antrópica del Golfo (Turbo y sus alrededores), la extracción de *R. mangle* se concentra en árboles con DAP promedio de 4 cm (entre 5 y 10 cm) y en consecuencia presenta la menor BA entre las especies presentes y entre las otras localidades. Una situación similar la presenta en esta zona *L. racemosa*, con baja BA, relacionada con su baja abundancia y DAP promedio de 4,7 cm, y el incremento de su extracción, promovido por la disminución progresiva de árboles de *R. mangle* para explotación.

En contraste, *A. germinans* presentó valor medio en términos de abundancia (abundancia relativa de 14%), con diámetro promedio mayor que las otras dos especies (16,2 cm) asociado a menor impacto por actividades de extracción, lo cual le confirió mayor BA. Sin embargo, al ser la especie dominante en los manglares de cuenca, está más expuesta al efecto del cambio de uso del suelo, especialmente hacia usos ganaderos o agrícolas (Amortegui-Torres et al. 2013, Blanco et al. 2013, Estrada-Urrea 2014), generando pérdidas significativas de BA que aún no se han cuantificado.

Implicaciones para el manejo ecosistémico. Los manglares localizados en el delta del río Atrato y la ensenada de Rionegro (con mayor extensión y en buen

estado de conservación y desarrollo) se pueden considerar como los reservorios y sumideros de C más importantes del Golfo, y tal vez del Caribe, considerando su alta productividad, su estado de conservación y su desarrollo sobre Histosoles (suelos mal drenados y anegados que favorecen la retención y el secuestro de C), deben estudiarse en profundidad ya que pueden suministrar valiosísima información sobre el rol que juegan estas coberturas en la dinámica regional del ciclo del C, además de que sus suelos se convierten en el componente más importante a la hora de valorar dicha dinámica, y pueden ser objeto de la estrategia global REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación), al igual que los manglares de Puerto César-Punta Coquito al ser los mejor conservados y con el mayor reservorio de C de la costa suroriental.

Por el contrario, los manglares del sector peri-urbano y rural de Turbo, incluyendo áreas aledañas, como El Tres (también llamada Guadualito), se deben incluir en programas restauración y conservación, que se sumen a las ya iniciadas por CORPOURABÁ. Dados los conflictos de uso y las tensiones socio-económicas que se dan en las áreas peri-urbanas, dichos proyectos deben incluir modelos de desarrollo alternativo sostenibles en el largo plazo, teniendo en cuenta que los manglares son vitales para la adaptación ante el ascenso del nivel del mar. Así, los trabajos futuros deberían estar orientados a la evaluación de diferentes procesos de transformación de la cobertura de manglar (e. g., reclamación de tierras y transiciones de coberturas vegetales) sobre la potencial reducción o pérdida de BA y de reservorios C (en BA y suelos), hipotetizando que la tala selectiva o entresaca y el cambio de uso y de cobertura generan pérdidas de árboles en número y en extensión, condiciones que afectan sustancialmente la magnitud del reservorio de BA (por ende el presupuesto de C) y biomasa del suelo liberando de manera súbita grandes cantidades de C a la atmósfera y ecosistemas vecinos tal como lo plantea la literatura disponible (Gilman et al. 2008, Krauss et al. 2014, Lovelock et al. 2011, Polidoro et al. 2010, Yáñez-Arancibia et al. 1998). Finalmente, es necesario establecer a nivel local y regional el almacenamiento y exportación de C como funciones centrales de los manglares, de las que depende no solo la provisión de servicios a las comunidades humanas aledañas (e. g., madera para reparaciones domésticas, sala cuna y hábitat de peces y crustáceos de importancia comercial, recursos no maderables como miel de abejas, leña y productos para artesanías), sino la resiliencia ecosistémica ante el ascenso del nivel del mar (formación de suelo). Finalmente, en la planicie costera del golfo de Urabá, la contribución de los manglares al

reservorio regional de C puede ser significativa, debido a que a pesar de que los aportes por hectárea sean menores que los de los bosques de tierra firme de las zonas bajas, estos últimos permanecen como relictos alejados de la línea costera y han sido reemplazados por grandes extensiones de banano, plátano y pastos (Blanco et al. 2012, 2013). Adicionalmente, detrás de los manglares, hay pocos relictos de humedales de agua dulce (panganales, helechales, matatigrales, eneales y arracachales (Urrego et al. 2014).

CONCLUSIONES

Este estudio demuestra que en el delta del río Atrato y de la ensenada de Rionegro se encuentran los principales reservorios de C de los manglares dentro del golfo de Urabá. Adicionalmente, se sugiere que la entresaca de varas y postes de mangles en las zonas peri-urbanas de la costa oriental podrían ser la principal amenaza para la acumulación de biomasa en los manglares, especialmente en las especies de mayor interés comercial como *R. mangle* y *L. racemosa*, lo cual finalmente causa detrimento en dicho reservorio por unidad de área.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado parcialmente por el proyecto “Expedición Estuarina, golfo de Urabá” parte del Programa Expedición Antioquia 2013, consorcio financiado por la Gobernación de Antioquia y la Universidad de Antioquia, con participación de la Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín y la Universidad EAFIT. Financiación adicional se obtuvo del CODI de la Universidad de Antioquia, Convocatoria Temática 2011-Expedición Antioquia a través del proyecto “Estimación de los reservorios de carbono y evaluación de posibles impactos de la deforestación en algunos manglares del golfo de Urabá”. Se agradece a Edgar Andrés Estrada Urrea por la elaboración de la cartografía y a los evaluadores por los comentarios que contribuyeron a mejorar el manuscrito. La escritura de este manuscrito fue apoyada por la “Estrategia de Sostenibilidad 2014-2015” del CODI. Contribución ELICE N.º 19.

REFERENCIAS

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murray J, Sala E. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 10456-10459.

- Adame MF, Kauffman JB, Medina I, Gamboa JN, Torres O, Caamal JP, Reza M, Herrera-Silveira JA. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 8: e56569. doi:10.1371/journal.pone.0056569
- Alongi DM. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29: 331-349.
- Álvarez-León R, Polanía J. 1996. Los manglares del Caribe colombiano: Síntesis de su conocimiento. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 20: 447-464.
- Álvarez-Silva O, Osorio AF, Gómez-Giraldo A. 2012. Determinación del régimen medio de oleaje en la desembocadura del río León. *Dyna*, 173: 95-102.
- Amortegui-Torres V, Tabora-Marín A, Blanco JF. 2013. Edge effect on a *Neritina virginea* (Neritimorpha, Neritidae) population in a black mangrove stand (Magnoliopsida, Avicenniaceae: *Avicennia germinans*) in the Southern Caribbean. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 8: 68-78.
- Blanco JF, Estrada EA, Ortiz LF, Urrego LE. 2012. Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. *ISRN Ecology*, vol. 2012, Article ID 958709. doi:10.5402/2012/958709.
- Blanco JF, Tabora-Marín A, Amortegui-Torres V, Arroyave-Rincón A, Sandoval A, Estrada E, Leal-Flórez J, Vásquez-Arango JG, Vivas-Narváez A. 2013. Deforestación y sedimentación en los manglares del Golfo de Urabá: Síntesis de los impactos sobre la fauna macrobentónica e íctica en el delta del río Turbo. *Revista Gestión y Ambiente*, 16: 19-36.
- Bouillon S, Frankignoulle M, Dehairs F, Velimirov B, Eiler A, Abril G, Etcheber H, Vieira-Borges A. 2003. Inorganic and organic carbon biogeochemistry in the Gautami Godavari estuary (Andhra Pradesh, India) during pre-monsoon: The local impact of extensive mangrove forests. *Global Biogeochemical Cycles*, 17: 1114, doi: 10.1029/2002GB002026.
- Bouillon S, Borges AV, Castañeda E, Diele K, Dittmar T, Duke NC, Kristensen E, Lee SY, Marchand C, Middelburg JJ, Rivera-Monroy VH, Smith III TJ, Twilley RR. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22: 1-12.
- Cabrera E, Vargas DM, Galindo G, García MC, Ordoñez MF, Vergara LK, Pacheco AM, Rubiano JC, Giraldo P. 2011. Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica nacional - escalas gruesa y fina. Bogotá D. C. (Colombia): Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales-IDEAM. p. 106.
- CORPOURABÁ. 1992. Acuerdo 099 de agosto de 1992. Urabá (Apartadó, Antioquia, Colombia): CORPOURABÁ.
- CORPOURABÁ. 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 FONADE-CORPOURABA. Apartadó (Antioquia, Colombia): CORPOURABÁ.
- Correa ID, Vernet G. 2004. Introducción al problema de la erosión litoral de Urabá (sector Arboletes-Turbo) costa Caribe colombiana. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 33: 7-28.
- De la Peña A, Rojas CA, De la Peña M. 2010. Valoración económica del manglar por el almacenamiento de carbono, Ciénaga Grande de Santa Marta. *Clío América*, 7: 133-150.
- Díaz-Mendoza C, Castro-Ángulo I, Manjarrez-Paba G. 2010. Manglares de Cartagena de Indias: "Patrimonio biológico y fuentes de biodiversidad". Cartagena (Colombia): Fundación Universitaria Tecnológico Comfenalco. Programa de tecnología e ingeniería ambiental. p. 72.
- Donato DC, Kauffman JB, Murdiyarsa D, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, doi: 10.1038/NGEO1123.
- Donato DC, Kauffman JB, Mackenzie RA, Ainsworth A, Pfeeger AZ. 2012. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management*, 97: 89-96.
- Ellison AM, Farnsworth EJ. 1996. Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, 28: 549-565.
- Estrada-Urrea EA. 2014. Fragmentación y pérdida de los manglares asociados a condiciones antrópicas y naturales en la costa oriental del golfo de Urabá, Caribe colombiano [Tesis de maestría]. [Medellín (Colombia)]: Universidad de Antioquia.
- Farnsworth EJ, Ellison AM. 1997. The global conservation status of mangroves. *Ambio*, 26: 328-334.
- FAO 2008. The world's mangroves 1980-2005. Roma (Italia): FAO. Forestry Paper N.º 153. p. 77.
- Friess DA. 2013. Tropical wetlands and REDD+: three unique scientific challenges for policy. *International Journal of Rural Law and Policy*, 2013: 68-73.
- Fromard F, Puig H, Mougouin E, Marty G, Betoulle JL, Cadamuro L. 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia*, 115: 39-53.
- García-Valencia C, editor. 2007. Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR N.º 12. Santa Marta (Colombia): Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVEMAR- y Gobernación de Antioquia. p. 180.
- Gilman EL, Ellison J, Duke NC, Field C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany*, 89: 237-250.
- Hernández-Cornejo R, Koedam N, Ruiz Luna A, Troell M, Dahdouh-Guebas F. 2005. Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, Mexico. *Ecology and Society* 10: 16. [online] URL: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art16/>>.
- Hirales-Cota M, Espinoza-Avalos J, Schmook B, Ruiz-Luna A, Ramos-Reyes R. 2010. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico. *Ciencias Marinas*, 36: 147-159.
- Hoyos R, Urrego, L.E, Lema Á. 2013. Respuesta de la regeneración natural en manglares del Golfo de Urabá (Colombia) a la variabilidad ambiental y climática intra-anual. *Revista de Biología Tropical* 61: 1445-1461.

- Hutchison J, Manica A, Swetnam R, Balmford A, Spalding M. 2014. Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters*, doi: 10.1111/conl.12060.
- INVEMAR (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras). 2013. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2012. Serie de Publicaciones Periódicas N.º 8. Santa Marta (Colombia): INVEMAR. p. 132.
- IPCC. 2013. Resumen para responsables de políticas. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editores. *Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Cambridge (U. K.): Cambridge University Press. p. 1-21.
- Kauffman JB, Cole TG. 2010. Micronesian mangrove forest structure and tree responses to a severe typhoon. *Wetlands*, 30: 1077-1084.
- Kauffman JB, Heider C, Cole TG, Dwire KA, Donato DC. 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. *Wetlands*, 31: 343-352.
- Komiyama A, Pongpan S, Kato S. 2005. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 471-477.
- Komiyama A, Ong JE, Pongpan S. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89: 128-137.
- Kristensen E, Bouillon S, Dittmar T, Marchand C. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89: 201-219.
- Krauss K, McKee KL, Lovelock CE, Cahoon DR, Saintilan V, Reef R, Chen L. 2014. How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytologist*, 202: 19-34.
- Lugo AE, Snedaker SC. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 39-64.
- Lovelock CE, Russ RW, Feller IC. 2011. CO₂ efflux from cleared mangrove peat. *PLoS ONE* 6: e21279. doi:10.1371/journal.pone.0021279.
- Nfotabong-Atheull A, Din N, Longonje SN, Koedam N, Dahdouh-Guebas F. 2009. Commercial activities and subsistence utilization of mangrove forests around the Wouri estuary and the Douala-Edea reserve (Cameroon). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5: 35. doi:10.1186/1746-4269-5-35.
- Nfotabong-Atheull A, Din N, Essomèkoum LG, Satyanarayana B, Koedam N, Dahdouh-Guebas F. 2011. Assessing forest products usage and local residents' perception of environmental changes in peri-urban and rural mangroves of Cameroon, Central Africa. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 7: 41. doi:10.1186/1746-4269-7-41.
- Nfotabong-Atheulla, Din N, Dahdouh-Guebas F. 2013. Qualitative and quantitative characterization of mangrove vegetation structure and dynamics in a peri-urban setting of Douala (Cameroon): An approach using air-borne imagery. *Estuaries and Coasts*, 36: 1181-1192.
- Osorio-Arias AF, Gómez-Giraldo A, Álvarez-Silva O, Molina-Flórez LG, Osorio-Cano JD. 2010. Bases metodológicas para caracterizar el oleaje local (SEA) y de fondo (SWEll) en el Golfo de Urabá. En: XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica, 21-25 de noviembre de 2010, Punta del Este - Uruguay. Punta del Este (Uruguay). (*sin paginar*)
- Polidoro BA, Carpenter KE, Collins L, Duke NC, Ellison AM, Ellison JC, Farnsworth EJ, Fernando ES, Kathiresan K, Koedam NE, Livingstone SR, Miyagi T, Moore GE, Nam VN, Ong JE, Primavera JH, Salmo III SG, Sanciangco JC, Sukardjo S, Wang Y, Hong-Yong JW. 2010. The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS ONE*, 5: e10095. doi:10.1371/journal.pone.0010095.
- Ruiz-Duque H. 2013. Dinámica de los ecosistemas de manglar del golfo de Urabá, Caribe colombiano, en el período 1975-2010 [Tesis de maestría]. [Medellín (Colombia)]: Universidad Nacional de Colombia.
- Twilley RR, Chen R, Hargis T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64: 265-288.
- Urrego LE, Molina EC, Suárez JA, Ruiz H, Polanía J. 2010. Distribución, composición y estructura de los manglares del golfo de Urabá. Proyecto Expedición Estuarina, golfo de Urabá, fase 1. Informe final. Julio 2010. Medellín (Colombia): Gobernación de Antioquia, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional Sede Medellín, Universidad EAFIT.
- Urrego LE, Molina EC, Suárez JA. 2014. Environmental and anthropogenic influences on the distribution, structure, and floristic composition of mangrove forests of the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean). *Aquatic Botany*, 114: 42-49.
- Valiela I, Bowen JL, York JK. 2001. Mangrove forests: one of the World's threatened major tropical environments. *BioScience*, 51: 807-815.
- Walters BB, Rönnbäck P, Kovacs JM, Crona B, Hussain SA, Badola R, Primavera JH, Barbier E, Dahdouh-Guebas F. 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89: 220-236.
- Yáñez-Arancibia A, Twilley RR, Lara-Domínguez AL. 1998. Los Ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques*, 4: 3-19.
- Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL, editores. 1999. *Ecosistemas de manglar en América tropical*. Veracruz (México): Instituto de Ecología A. C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. p. 380.

Anexo 1. Extensión y principales parámetros estructurales (dasométricos) de las cuatro principales localidades con manglares en el golfo de Urabá, Caribe colombiano (modificado de: Urrego et al. 2010, 2014) [Cob = cobertura en ha; Diá = diámetro en cm; Alt = altura en m; Á bl = área basal en m²/ha; Den = densidad como ind/ha; Rm = *Rhizophora mangle*; Lr = *Laguncularia racemosa*; Ag = *Avicennia germinans*; Pr = *Pelliciera rhizophorae*; * = Turbo se describe como Punta Yarumal-Punta Las Vacas en Urrego et al. (2010)]

Sitio	Tipo de manglar	Cob	Promedio			Den	Especies de mangle
			Diá	Alt	Á bl		
Delta del río Atrato	Manglar de borde	3846	17	7,8	26,2	494,0	Rm, Lr, Ag, Pr
	Manglar de cuenca	0	-	-	0,0	0,0	
	Manglar ribereño	0	-	-	0,0	0,0	
	Manglar en estado sucesional temprano	0	-	-	0,0	0,0	
Puerto Cesar-Punta Coquito	Manglar de borde	406	9	7,6	12,5	464,0	Rm, Lr, Ag, Pr
	Manglar de cuenca	0	-	-	0,0	0,0	
	Manglar ribereño	0	-	-	0,0	0,0	
	Manglar en estado sucesional temprano	0	-	-	0,0	0,0	
Turbo*	Manglar de borde	48	6	6,7	32,2	220,0	Rm, Lr, Ag
	Manglar de cuenca	98	5	7,3	20,7	182,0	Rm, Lr, Ag
	Manglar Ribereño	0	-	-	0,0	0,0	
	Manglar en estado sucesional temprano	0	-	-	0,0	0,0	
Ensenada de Rionegro	Manglar de borde	53	10	13,0	11,5	324,0	Rm, Lr
	Manglar de cuenca	0	-	-	0,0	0,0	
	Manglar ribereño	241	15	9,8	13,0	309,0	Rm, Lr, Ag
	Manglar en estado sucesional temprano	50	19	9,5	6,0	129,0	Rm