Actual Biol 38 (104): 53-70, 2016 | **DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06**

Cambios globales en los manglares del golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea costera y la frontera agropecuaria en expansión

Global changes in Gulf of Urabá mangroves (Colombia): between the changing coastline and the expanding agricultural frontier

Juan F. Blanco-Libreros[1]

Resumen

Las alteraciones del nivel medio local del mar y la deforestación son dos cambios globales que impactan severamente a los manglares del Caribe colombiano, pero poco se ha discutido acerca de ellos en el golfo de Urabá. El objetivo de esta revisión es sintetizar la literatura publicada sobre esos temas en esta área. Este golfo presenta extensas áreas estructuralmente diferentes a las del resto del Caribe, que están disminuyendo y degradándose como producto de: **a)** la erosión costera y el aumento del nivel del mar; **b)** la entresaca de árboles y la expansión de la frontera agrícola; y **c)** la deforestación de las cuencas y la exportación de sedimentos hacia los estuarios. El delta del río Atrato y varios microdeltas de la costa oriental se expandieron, mientras que la ensenada de Rionegro permaneció estable, al menos durante el siglo XX. La costa oriental, con las áreas más pequeñas de manglar, se erosionó varios metros por año debido a la deriva litoral. Cerca a la cabecera municipal de Turbo, la entresaca de árboles para diferentes fines ha reducido el diámetro promedio de *Rhizophora mangle* y ha aumentado el valor de importancia de *Laguncularia racemosa*, afectando el reservorio de biomasa y carbono aéreos. La expansión de la frontera agropecuaria ha reducido la extensión de los rodales interiores de *Avicennia germinans*. La alta tasa de deforestación de las cuencas y planicies costeras de la zona bananera ha incrementado la carga de sedimentos de los ríos, la cual se acumula en los deltas. En estos, los manglares retienen cantidades significativas de sedimentos, con posible detrimento de la colonización y sobrevivencia de plántulas y macroinvertebrados bénticos. En conclusión, en el golfo de Urabá se presentan en la actualidad cambios globales naturales y antropogénicos de magnitudes significativas, tanto en la zona litoral como en las cuencas costeras, los cuales requieren una urgente implementación de medidas de adaptación dentro de los planes de manejo de los manglares y de la zona costera.

Palabras clave: conversión agrícola, deforestación, erosión costera, manglares, sedimentación

A Abstract

Accelerated mean sea level rise and deforestation are two global changes severely impacting mangroves along the Colombian Caribbean coast, but little has been discussed about them for the Gulf of Urabá. The objective of this review is to synthesize the published literature on such topics available to date for this area. This gulf holds extensive areas, structurally different from the rest of the Caribbean, which are shrinking and degrading as a consequence of: **a)** coastal erosion and sea level rise; **b)** selective logging and agricultural expansion; and **c)** watershed deforestation and sediment exports to the estuaries. The Atrato River delta, and several microdeltas located along the eastern coast have expanded, while the Rionegro Cove has remained relatively unchanged, at least during the 20th century. The eastern coast, with the smalles mangrove patches, have eroded at a rate of various meters per year due to the littoral drift currents. In the vicinity of the Turbo municipality, selective logging for different purposes has reduced the mean tree-diameter in *Rhizophora mangle* and has increased the importance value of *Laguncularia racemosa*, thus altering above ground biomass and carbon reservoirs. Agricultural expansion has been responsible for shrinking inland *Avicennia germinans*-stands. High deforestation rates in the coastal plains and watersheds in the banana agricultural district have increased river sediment load that has accumulated in the deltas.

Recibido: noviembre 2014; aceptado: agosto 2015.
[1] Docente, Grupo de Investigación ELICE, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia. A. A. 1226. Medellín (Antioquia), Colombia. Correo electrónico: <juan.blanco@udea.edu.co>.

Mangroves in these areas trap significant amounts of sediments, with likely negative effects on colonization and survival of seedlings and benthic macroinvertebrates. In conclusion, in the Gulf of Urabá significant global changes, both natural and anthropogenic, currently occur within the littoral zone as well as within the coastal watersheds, and they require an urgent implementation of adaptive measures within the management plans for mangrove ecosystems and the coastal zone.

Key words: coastal erosion, deforestation, forest-agriculture transition, mangroves, sedimentation

INTRODUCCIÓN

Las zonas costeras tropicales, entre ellas el Caribe colombiano, son afectadas por cambios globales que se originan en el océano y en tierra firme, y por lo tanto, un gran reto para su manejo sostenible es identificar las magnitudes y las escalas espaciales y temporales de variación de dichos cambios y sus consecuencias locales (Restrepo 2008, Vernette et al. 2012). Los cambios globales son procesos complejos (usualmente antropogénicos) que comprometen a la atmósfera y la biósfera, y que tienen efectos sobre la extensión, estructura y dinámica natural de los ecosistemas, y sobre los servicios que prestan a los humanos (NRC 2000). Dentro de estas zonas costeras tropicales y subtropicales de todo el mundo, los manglares son uno de los ecosistemas más vulnerables en las condiciones actuales y escenarios futuros de cambios globales tales como el ascenso del nivel medio del mar y la progresiva deforestación (Duke et al. 2007, Kirwan y Megonigal 2013, Lugo et al. 2014). Ante estos dos cambios globales, se plantea la hipótesis que los manglares del Caribe (incluyendo el Caribe colombiano) son muy vulnerables debido a: **1)** la magnitud de las amenazas (Ellison 2008, Ellison y Farnsworth 1996), **2)** las reducidas áreas (Gilman et al. 2008) y **3)** la baja riqueza de especies de mangles (Polidoro et al. 2010).

En el Caribe, como respuesta al ascenso del nivel relativo del mar, los manglares posiblemente se desplazarán hacia tierra adentro con el avance de la inundación de las aguas marinas y salobres [según evaluaciones durante varias décadas y análisis palinológicos del Holoceno, v.g., Castaño et al. (2010) y Urrego et al. (2013)], pero esta adaptación natural está supeditada a la disponibilidad de tierras bajas sobre las cuales nuevos mangles puedan asentarse, formando franjas internas que compensen la pérdida de las externas debido a la inundación (*sensu* Gilman et al. 2008). Esta posibilidad es reducida en las costas urbanizadas que no disponen de espacio para la progradación de los manglares hacia tierra firme (Gilman et al. 2008, Kirwan y Megonigal 2013). Adicionalmente, los manglares ubicados cerca a centros urbanos están usualmente sometidos a fuerte presión por tala y reclamación de tierras, desencadenando consecuencias más graves que las del calentamiento atmosférico global (Blanco y Estrada-Urrea 2015, Bosire et al. 2013, FAO 2007). Por lo tanto, se espera que los manglares ubicados en el borde de la costa se reduzcan en zonas densamente pobladas de continuar las tasas de aumento del nivel medio del mar (promedio mundial 1950-2000: 1,8 mm/año; Church et al. 2004) y de deforestación (promedio mundial 2000-2005: 0,66%/año; FAO 2007) observadas al finalizar el siglo XX.

El golfo de Urabá presenta extensas áreas de manglar de características ecológicas únicas en el contexto del Caribe colombiano (Blanco et al. 2011, Urrego et al. 2014), pero que están experimentando rápidos cambios de extensión y estructura dasonómica como producto de: **a)** la erosión costera (Correa y Vernette 2004, Ruíz 2013), **b)** la entresaca de árboles y la expansión de la frontera agrícola (Blanco y Estrada-Urrea 2015, Blanco et al. 2012a), y **c)** la deforestación de las cuencas hidrográficas costeras y la consecuente exportación de sedimentos hacia los estuarios (Blanco et al. 2013b). Este trabajo sintetiza las evidencias disponibles en la literatura y las generadas por investigaciones recientes lideradas por el autor sobre estos principales cambios globales en la zona costera del golfo de Urabá y las compara con las disponibles para otras áreas del Caribe colombiano. Sin embargo no se compara con los casos del Pacífico con el fin de obtener mayor profundidad, y debido a que se requiere tener en cuenta las diferencias geomorfológicas, oceanográficas y climatológicas (Restrepo 2008). Finalmente, se proponen recomendaciones para el manejo sostenible de los manglares y al manejo integrado de la zona costera de Unidad Ambiental Costera del Darién (UAC Darién), como parte de un plan de adaptación ante las amenazas por ascenso del nivel del mar, expansión de la frontera agrícola y el incremento de la sedimentación por la deforestación de las cuencas hidrográficas costeras.

Actual Biol 38 (104): 53-70, 2016 | **DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06**

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Se recomienda remitirse a la descripción del área de estudio en Blanco et al. (2015). El golfo de Urabá (7º 50'-8º 56' N, 77º 22'-76º 25' O; área: 4.291 km^2), ubicado en el Caribe Sur, límite con Panamá, es la más extensa entrada de mar en la costa colombiana, siendo un cuerpo de agua alargado, en dirección norte-sur, con morfología en forma de "U" (80 km de largo y 25 km de ancho promedio). 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 m^3/s, el segundo mayor caudal después del río Magdalena). Este forma un extenso delta digitado que contrasta con los microdeltas acuminados del costado suroriental en la desembocadura de varios ríos de menor caudal (Currulao, El Tres, León y Turbo) (figura 1). 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 es modulada por el movimiento de la Zona de Convergencia Inter-Tropical. Su desplazamiento hacia el sur de Colombia durante la época seca (diciembre-enero) produce los vientos alisios del noreste, mientras que cuando se desplaza hacia el norte en la época húmeda, produce los vientos alisios del sureste. 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 convierta en una gran zona 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).

Fisionómicamente, los manglares del golfo de Urabá son principalmente de borde y ribereños dominados por *Rhizophora mangle* L. (1753), aunque hay pequeñas áreas de manglares de cuencas en las partes internas dominadas por *Avicennia germinans* L. (1764). El delta del río Atrato es el área de mayor extensión de manglares dominados por *R. mangle*. En la costa occidental del Golfo existen pequeñas áreas dominadas por *A. germinans.* 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 *Laguncularia racemosa.* En el costado suroriental sobresalen los parches de manglar en la desembocaduras de los ríos León y Currulao, y en

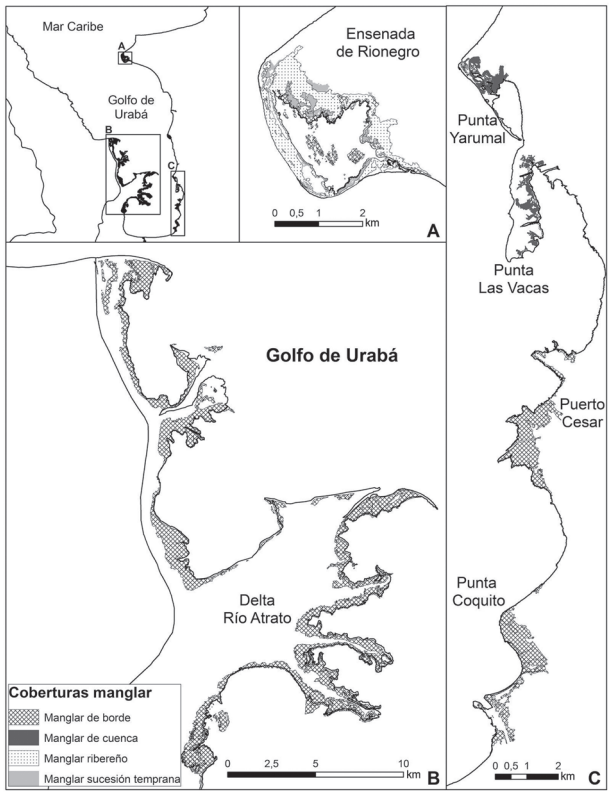

Figura 1. Ubicación de los manglares del golfo de Urabá, Colombia. **A.** Ensenada de Rionegro; **B.** Delta del río Atrato; **C.** Costa oriental

las bahías Turbo y El Uno. En bahía Colombia, en la desembocadura del río Suriquí, y en la costa norte en los municipios de San Juan y Arboletes se presentan pequeños manglares de tipo ribereño con mezcla de varias especies. Es de resaltar que en la parte sur del golfo se encontraron recientemente varias poblaciones pequeñas del mangle piñuelo *Pelliciera rhizophorae* Planchón y Triana (1862) (Blanco et al. 2016). Las características de la bahía El Uno, el delta del río Turbo y su cuenca hidrográfica, ubicadas en el área rural y peri-urbana al norte de la cabecera municipal de Turbo, fueron descritas ampliamente en Blanco et al. (2013b).

Métodología. Los resultados presentados provienen de varias investigaciones realizadas entre 2007 y 2013 con metodologías complementarias que buscaban obtener un conocimiento integral de las amenazas a las que están expuestos los manglares del golfo de Urabá. Durante el proyecto "Expedición Estuarina, golfo de Urabá" (Blanco et al. 2010, 2011, 2012a, 2013a), cuyo objetivo fue comprender la biogeografía de la fauna y flora de

los manglares, se tomó como base metodológica la construcción de un ortofotomapa con > 600 aerofotografías a color de alta resolución (pixel: 30 cm) para toda la extensión del litoral del Golfo entre cabo Tiburón (Chocó) y punta Caribaná (Antioquia), además del Caribe antioqueño (entre este accidente y punta Rey (Arboletes), con el fin de utilizarlo para la fotointerpretación de las coberturas de manglar y otros ecosistemas (al igual que de las geoformas, Correa et al. 2010) y como base para construir un sistema de información geográfica que sirviese para el manejo sostenible de la zona costera, tal como lo propuso Dahdouh-Guebas (2002). Durante este proyecto se hizo un recorrido a lo largo de 609 km de costa y se realizaron parcelas de estructura vegetal del manglar en las áreas más extensas (Urrego et al. 2010; 2014). También con este proyecto se construyó un modelo de oleaje basado en datos de campo y de estaciones de viento (Osorio et al. 2010a, b). Como extensión de este proyecto se ejecutó el denominado "Fragmentación de los manglares y sus condiciones antrópicas y naturales en el golfo de Urabá" que buscó explorar las relaciones entre las características paisajísticas de los parches de manglar con sus propiedades forestales concentrándose en la costa suroriental (entre los ríos Caimán Nuevo y Suriquí) y realizando un muestreo de campo mucho más refinado en el espacio y una reinterpretación de la cartografía de la "Expedición" con base en mayor número de puntos de control de campo (Blanco y Estrada-Urrea 2015). Este empleó una aproximación jerárquica para comprender los procesos en su escala espacial apropiada: parches, vecindarios y paisajes (*sensu* Dahdouh-Guebas et al. 1998). Este también utilizó la reconstrucción histórica de los vecindarios aledaños a la cabecera municipal de Turbo utilizando fotografías aéreas para estimar la dinámica de la deforestación del área. Finalmente, para buscar una comprensión del impacto de la deforestación de las cuencas costeras sobre los manglares, se concentraron los estudios en el delta del río Turbo con los proyectos "Respuesta de los manglares a cambios naturales y antrópicos en el delta del río Turbo" e "Impactos de la sedimentación en el delta del río Turbo y bahía El Uno" (Amortegui et al. 2013, Arroyave et al. 2012, 2014, Blanco y Castaño 2012, Blanco et al. 2012b, 2013b, Hoyos et al. 2013, Taborda 2008, 2013). El objetivo de estos dos proyectos, además de las reconstrucciones de los cambios de cobertura del bosque terrestre y del manglar, fue utilizar herramientas de múltiples disciplinas (v.g., series de tiempo hidrológicas) y tipos de datos de campo (tasas de sedimentación, muestreos de bentos y pelagos, variables oceanográficas, entre otras) y escalas espaciales (cuencas hidrográficas *vs.* abanico deltaico) y temporales (intra- *vs.* inter-anual) para vincular la producción de sedimentos en las cuencas con su deposición en los deltas y estimar sus impactos ecológicos. Esta fue una estrategia inter- y trans-disciplinaria tal como la sugieren Dahdouh-Guebas y Koedam (2008) como base para la gestión integral de los manglares y zonas costeras.

En este artículo se presenta una síntesis de las investigaciones disponibles que aportan datos acerca de los impactos sobre los manglares debido a: **1)** la erosión costera y el posible aumento local del nivel del mar, **2)** la entresaca de árboles y la expansión de la frontera agrícola, y **3)** la deforestación de las cuencas hidrográficas costeras sobre la erosión del suelo y la consecuente sedimentación en los deltas, utilizando como modelo de estudio el delta del río Turbo y su cuenca. Para el análisis de la información sobre cada uno de los tres impactos se siguió la estrategia descrita a continuación.

Erosión costera y posible aumento local del nivel del mar. Debido a que no existen datos sobre cambios del nivel del mar en el último siglo en el golfo de Urabá, la estrategia preferida para establecer la persistencia, la expansión o la reducción de las áreas de manglar ante los escenarios globales y caribeño de ascenso del nivel del mar fue la comparación de áreas deltaicas en la cartografía histórica y fotografías aéreas multi-temporales publicadas por Correa et al. (2010), Menanteau (2007) y Nieto-Oliveros (2004). Los datos de erosión costera entre Arboletes y Turbo fueron tomados de Correa y Vernette (2004) como evidencia de la amenaza subregional para los manglares. También se tomaron las tasas de progradación del delta del río Turbo durante los últimos 40 años (Taborda 2008, 2013), como ejemplo de un microdelta progradante y de oportunidades locales para la persistencia de los manglares ubicados a lo largo de una costa erosiva. Finalmente, se discutieron las tasas de ganancia y pérdida de algunas áreas de manglar del delta del río Atrato en la costa occidental y de otros menores de la costa occidental desde la década de los setentas, comparando la aerofotografía obtenida durante la "Expedición Estuarina" con otras anteriores de diferentes fuentes (Ruíz 2013). Se contextualizó la información sobre pérdida de manglar por erosión costera con las evidencias de campo (v.g., árboles muertos en pie, las raíces sumergidas o las raíces socavadas) y el modelo de oleaje del golfo de Urabá (Osorio et al. 2010a), también obtenidos durante la "Expedición". También se contextualizó dicha pérdida y ganancia con las tendencias de velocidad del ascenso del nivel del mar en el Caribe colombiano (Castaño et al. 2010, Restrepo et al. 2012, Ruíz 2013, Ruíz-Ochoa et al. 2008, Urrego et al. 2009, 2013).

Actual Biol 38 (104): 53-70, 2016 | **DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06**

La entresaca de árboles y la expansión de la frontera agrícola. Aunque durante la "Expedición" se construyó el ortofotomapa y una fotointerpretación preliminar, Estrada-Urrea (2014) hizo una rigurosa verificación de campo y muestreo de variables dasonómicas en todos los vecindarios existentes a lo largo de la costa suroriental del golfo de Urabá (la que experimenta actualmente la mayor presión por deforestación) con el fin de comprender las presiones que ejercen diferentes actores que hacen uso del manglar, así como las escalas de tiempo y de espacio relevantes para dichas actividades. Finalmente, con este componente se calcularon las tasas de deforestación más precisas hasta la fecha, ya fuera por la verificación de campo de parches identificados en el 2009 que desaparecieron en 2011 o por la comparación de varias aerofotografías ente 1938 y 2009. Los resultados fueron recientemente publicados por Blanco y Estrada-Urrea (2015) y Blanco et al. (2016).

La deforestación de las cuencas hidrográficas costeras y su efecto sobre la erosión de sus suelos y sedimentación en el delta del río Turbo. Se obtuvieron series de tiempo de la literatura (Blanco 2009, Restrepo 2005) y de CORPOURABA para poder reconstruir la influencia humana sobre las dinámicas de los caudales líquido y sólido (Arroyave et al. 2012). Se realizaron mediciones de caudal sólido en la desembocadura del río Turbo que se correlacionaron con la tasa de sedimentación en varios bordes de manglar a lo largo de la bahía El Uno para comprender el patrón de distribución espacial y temporal durante un año (Blanco et al. 2013b, Taborda 2013). Finalmente, se reconstruyó la cobertura de la parte baja del río Turbo usando aerofotografías y verificaciones de campo para comprender la dinámica y magnitud de la transición de cobertura de bosque a cultivos o potreros (Blanco et al. 2013b, Taborda 2008, 2013). Esta información fue complementada con trabajos recientes realizados a la escala de toda la cuenca del río Turbo (Nieto-Oliveros 2011, Posada-Mira 2011) y la región centro-norte de Urabá (Ramírez-Sosa y Orrego-Suaza 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Posibles efectos del ascenso del nivel del mar y la erosión costera sobre los manglares. A nivel global, durante el siglo XX, el nivel del mar aumentó aproximadamente 1,8 mm/año (= 18 cm/100 años), pero durante la década 1993-2003 se incrementó a 3,1 mm/año (= 31 cm/100 años) (Church et al. 2004, IPCC 2007, 2014). Sin embargo, en el Gran Caribe existe gran incertidumbre con respecto a dichas tasas debido a la baja cobertura espacial de los mareógrafos, la corta extensión temporal de los registros y el limitado número de estudios estratigráficos (Church et al. 2004, Ellison 2008, Gilman et al. 2008). Dentro de las estimaciones regionalizadas hechas por Church et al. (2004) con base en datos de mareógrafos (1950-2000) y del altímetro satelital TOPEX/Poseidon (1993-2001) se informó que en el Gran Caribe el aumento del nivel medio del mar fue de 2-3,5 mm/año, el cual es superior al promedio global pero mucho menor que el encontrado en las zonas más sensibles como el océano Pacífico central y occidental. De acuerdo a los diferentes modelos de emisiones gases generadores de efecto invernadero se estima que en 2100 el nivel medio del mar global habrá ascendido entre 18 y 59 cm, sin embargo, modelos más pesimistas predicen hasta 1 y 3,7 m (IPCC 2007, 2014).

Debido a que no existen estudios de campo en la región del Caribe sobre los cambios de extensión del manglar con respecto al aumento del nivel medio del mar durante el pasado siglo, los estudios palinológicos y sedimentológicos durante el Holoceno se han convertido en una alternativa metodológica para comprender los efectos de las oscilaciones del nivel del mar y del cambio climático sobre estos ecosistemas (Ellison 2008, Ellison y Stodard 1991, Woodroffe y Grindrod 1991). Durante el Holoceno, los manglares de sitios insulares y continentales del Caribe sobrevivieron incrementos del orden de 8-9 cm/100 años (Ellison y Stoddart 1991, Parkinson et al. 2004), pero en algunas partes donde estos superaron los 12 cm/100 años los manglares fueron escasos o compuestos por pequeños parches o árboles dispersos (v.g., Bermuda: Ellison 1996). Sin embargo, no es posible conocer los cambios en extensión con base en esos estudios palinológicos, lo cual los convierte solo en una referencia para la presencia local de los manglares. La evidencia disponible sugiere que los manglares ubicados en deltas y estuarios, con fuentes alóctonas de sedimentos, han sido más resilientes al aumento del nivel del mar que los ubicados en bahías, lagunas costeras o planicies arrecifales con pocas fuentes alóctonas de sedimentos, mantenidos principalmente por la acumulación de hojarasca y detritos autóctonos (Ellison y Stoddard 1991, Parkinson et al. 2004, Woodroffe y Grindrod 1991). Debido a que la compactación de los sedimentos y la descomposición de los detritos aumentan la incertidumbre de las estimaciones de las tasas de acreción y de incremento del nivel del mar, estos valores deben ser interpretados con cuidado y urge ejecutar estudios en las áreas de interés particular (Ellison 2008, Parkinson et al. 2004). Por lo tanto, considerando que los diferentes modelos proyectan aumento del nivel del mar de 18 a 370 cm en el año 2100 (valores conservativos y pesimistas del IPCC), a una tasa

dentro de un rango de 45-66 cm/100 años, los manglares desaparecerían en la mayor parte de localidades dentro de la cuenca del Caribe (como se observó en Bermuda y el sur de la Florida durante el Holoceno), siendo esta generalidad solamente contrarrestada en localidades con elevadas tasas de sedimentación y formación de turberas. Sin embargo, en ausencia de estudios palinológicos, se desconoce qué sucedió durante el Holoceno en el Caribe sur y por lo tanto no es posible hacer predicciones precisas.

Los estudios sobre el aumento del nivel del mar en Colombia están limitados a los análisis de los datos de mareógrafos (Andrade-Amaya 2008, Vernette et al. 2012). En el Caribe, el mareógrafo de Cartagena registró un ascenso relativo del nivel del mar de 20 cm entre 1950 y 2000 (= 40 cm/100 años), mientras que el de Cristobal (Panamá) comunicó 20 cm/100 años (Andrade-Amaya 2008, Ellison y Stoddard 1991, Restrepo y López 2008). Adicionalmente, Restrepo y López (2008) demostraron que los deltas de ambas costas colombianas están experimentando cambios geomorfológicos y oceanográficos debido al aumento del nivel relativo del mar sea por aumento en el nivel regional del mar o por la subsidencia de las costas, las cuales son usualmente sedimentarias. En el caso del Caribe sur, se ha observado una basculación (hundimiento) del orden de los 4 mm/año en las terrazas costeras debido a la sedimentación y la tectónica compresiva. De acuerdo a esto, los manglares del Caribe colombiano están experimentando rápidas tasas de inundación en aquellos deltas con déficit de aportes de sedimentos o de agua dulce (Restrepo y López 2008). Por ejemplo, en la península de la Guajira, donde los manglares reciben pocos aportes de dichos elementos debido a su clima árido actual, ha presentado una historia con una etapa de colonización modulada primero por la acelerada inundación del nivel del mar hace 6.000 años y mantenida por una estabilidad marina e incremento de la precipitación hace 3.000 años, y con una etapa segunda de cambio florístico (reemplazo de *Rhizophora* por *Avicennia*) producto del incremento de condiciones de sequía hace 2.450 años (Urrego et al. 2013). Durante los últimos 150 años el ascenso del nivel del mar ha llevado a una expansión de las áreas de manglar tanto en dirección tierra-adentro como mar-adentro debido a las condiciones deltaicas de baja energía de oleaje (lagunas costeras), pero a una escala espacial mayor (regional) se han perdido manglares a causa del incremento de la erosión costera en las costas desprotegidas (Urrego et al. 2013). Aun bajo estas condiciones de aridez en la península de la Guajira, es claro que la persistencia de los manglares ante el ascenso del nivel del mar depende de condiciones de alta sedimentación (0,98 cm/año, comparado con valores de baja sedimentación en otra localidad: 0,08 cm/año). La expansión de los manglares es aún más clara desde 1930 en zonas de alta sedimentación (0,13-0,33 cm/año) del Caribe sur como la bahía de Cispatá en el delta Tinajones en Córdoba, producto del mayor aporte de agua y sedimentos continentales del río Sinú (Urrego et al. 2009). Adicionalmente, a pesar de la gran dinámica espacial de las coberturas en el delta producto de los cambios hidrodinámicos, el contenido de polen de *Rhizophora* ha aumentado de manera lineal desde 1500 (Castaño et al. 2010). Dicha persistencia de los manglares en zona de alta sedimentación se está dando bajo condiciones actuales de ascenso estimado del nivel del mar en el Caribe colombiano (*ca.,* 0,6 cm/año: Andrade-Amaya et al. 2003, Ruíz-Ochoa et al. 2008), lo cual implica que factores tectónicos de levantamiento podrían estar implicados en los cambios de nivel del subsuelo que compensen el ascenso del nivel medio del mar. Contrario a dicha situación, los manglares de pequeños archipiélagos de la plataforma continental (v.g., Islas del Rosario), sometidos no solamente a un bajo o nulo aporte de sedimentos terrígenos fluviales, sino a un fuerte oleaje, en medio de un mar en constante ascenso, perdieron entre 6 y 49% de su área durante la segunda mitad del siglo XX (Restrepo et al. 2012).

En el golfo de Urabá, existe una compleja dinámica costera producto del aporte de grandes caudales y cargas de sedimentos por parte del río Atrato y otros ríos menores, y la deriva litoral norte-sur (Bernal et al. 2005, Blanco et al. 2013a, García-Valencia 2007). Por una parte, el delta digitado (en forma de dedos) del río Atrato de la costa occidental y varios microdeltas acuminados (en forma de cúspide) de la costa oriental se han expandido. La comparación de mapas históricos de los siglos XVII y XIX con imágenes de satélite de las últimas décadas ha mostrado que varios brazos del delta del río Atrato se han progradado alrededor de los distributarios, pasando de una forma lobulada a una digitada (Menanteau 2007, Nieto-Oliveros 2004). Esto podría ser explicado por la enorme descarga de sedimentos acarreada por el caudal líquido del río Atrato, el cual es el segundo mayor del Caribe colombiano (García-Valencia 2007, Restrepo 2005). Sin embargo, los manglares no parecen haberse progradado, sino que se han migrado juntamente con los brazos, manteniéndose en forma de delgadas formaciones de borde en la parte externa, que colindan con panganales (bosques internos dominados por palmas y otros árboles típicos de humedales de agua dulce) que se asientan en la parte fluvial y son inundados estacionalmente (CORPOURABA 2003, Urrego et al. 2010, 2014) (figura 1). En la costa oriental, otros deltas menores de forma acuminada también se

Actual Biol 38 (104): 53-70, 2016 | **DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06**

progradaron durante el siglo, aparentemente de manera natural (figura 1). Taborda (2008, 2013) cuantificó la tasa de progradación del nuevo delta del río Turbo durante la segunda mitad del siglo XX (figura 2a). A pesar de la progradación de estos deltas, las áreas de manglar han disminuido o permanecido constantes como producto de la deforestación, como se explicará más adelante (Blanco et al. 2013b, Estrada-Urrea 2014, Taborda 2008, 2013). Por otra parte, los manglares de la costa oriental ubicados por fuera de los deltas, especialmente las asociadas a pequeños ríos, quebradas o depresiones costeras, están amenazados por la progresiva erosión costera asociada con la deriva litoral y eventos extremos de mares de leva (figura 2). Esta costa presenta tasas de retroceso entre 1 y 40 m/año dependiendo de la localidad, las cuales son altas en el contexto del Caribe colombiano (Correa y Vernette 2004). Estos retrocesos son causados por la deriva litoral mantenida por los vientos predominantemente del norte sobre una costa con orientación casi perpendicular. De acuerdo a modelos recientes, esta costa podría experimentar alturas de ola promedio de 1 m capaces de transportar sedimentos de playa y erosionar acantilados sedimentarios, pero durante eventos ciclónicos originados en el Caribe estas podrían registrar hasta 3 m de altura, responsables de erosiones episódicas o sobrelavados (Osorio et al. 2010a, b). Aunque en el golfo de Urabá existen estaciones meteorológicas con registros de vientos de varias décadas no existen estaciones de oleaje y mareas, por lo cual hay gran incertidumbre sobre los efectos del cambio del nivel del mar local en respuesta al cambio del nivel medio del Caribe y al aumento del régimen de tormentas tropicales y huracanes. Adicionalmente, Church et al. (2004) mostraron que a nivel global la dinámica del nivel del mar entre 1950 y 2000 estuvo fuertemente correlacionada con el Índice de Oscilación del Sur, por lo cual un efecto del calentamiento global sobre los manglares podría estar mediado por la magnificación de los eventos El Niño y La Niña.

Ante este escenario de progresivo aumento del nivel regional del mar en el Caribe sur, la deriva litoral y los eventos extremos (mares de leva locales y tormentas tropicales en mar abierto), se predice que en el golfo de Urabá desaparecerán las áreas pequeñas de manglar ubicadas en localidades con déficit de aporte de sedimentos, mientras que las ubicadas en los deltas podrían permanecer estables o inclusive continuar creciendo. La ensenada de Rionegro (figuras 1, 3), que es un geoforma atípica dentro del Golfo, ha mantenido una geomorfología estable durante los últimos tres siglos (Menanteau 2007, Nieto-Oliveros 2004), y sus manglares han mantenido su extensión durante el último (Correa et al. 2010), pero un incremento de la tasa de ascenso del nivel del mar y un aumento del régimen de "mares de leva" o sobrelavado producto del incremento de huracanes y tormentas tropicales del Caribe podría causar rompimiento más frecuente de las delgadas barras arenosas que lo protegen (entre punta Arenas norte y sur), alterando el presupuesto de sedimentos y detritos que mantiene la acreción actual.

Por otra parte, se predice que los manglares persistirán en áreas con aporte de sedimentos que compense las pérdidas por erosión o por aumento del nivel local del mar. Recientemente, Ruíz (2013) estableció que los bordes externos de los manglares se han progradado tanto en la costa oriental (1991: 238 ha; 2009: 452 ha) como en la costa occidental (delta del río Atrato) (1975: 1907 ha; 2009: 2325 ha) durante las últimas tres décadas en zonas de alta sedimentación dando lugar a la formación de "nuevos manglares". Esto es explicado por tasas de sedimentación de actuales de 1,37 cm/año en la bahía El Uno, en la costa oriental, y 1,50 cm/año en la bahía Candelaria, en la costa occidental. Sin embargo, precisamente en la bahía Candelaria y la costa de brazo Matuntugo se ha encontrado que la costa ha retrocedido y los manglares se han perdido progresivamente entre 1975 y 2009 (figura 2), posiblemente como un efecto combinado de la erosión costera asociada al fuerte oleaje de fondo proveniente del Caribe, al ascenso del nivel del mar y al hundimiento de la costa norte del delta del río Atrato (García-Valencia 2007, Osorio et al. 2010a, b). Esto último posiblemente también provocó el cierre de boca Tarena y la apertura de la boca El Roto (Ménanteau 2007). En conjunto, estos resultados contradictorios muestran que la erosión o la progradación de los manglares podría depender no solo de factores regionales sino de factores locales.

Efectos de la tala selectiva de árboles y la expansión de la frontera agrícola sobre los manglares. Se ha estimado que la tasa de deforestación del manglar es cuatro veces superior a la de los bosques lluviosos tropicales, aunque hay gran variabilidad regional (FAO 2007). Sin embargo, la resolución espacial de los estudios sigue siendo baja, apoyada principalmente en inventarios nacionales realizados con imágenes de satélite (v.g. 1980-2005: FAO 2007). Si bien los manglares de Suramérica han experimentado las más bajas tasas de deforestación, en comparación con Asia, África y Norte y Centro América, se han perdido extensiones significativas. Entre los ocho países suramericanos con presencia de manglar, Colombia (18% de la cobertura) es el que presenta la mayor tasa de deforestación anual (Colombia: 1980-1990: 1,1%; 2000-2005: 0,6%; promedio suramericano: 0,69 y 0,18%,

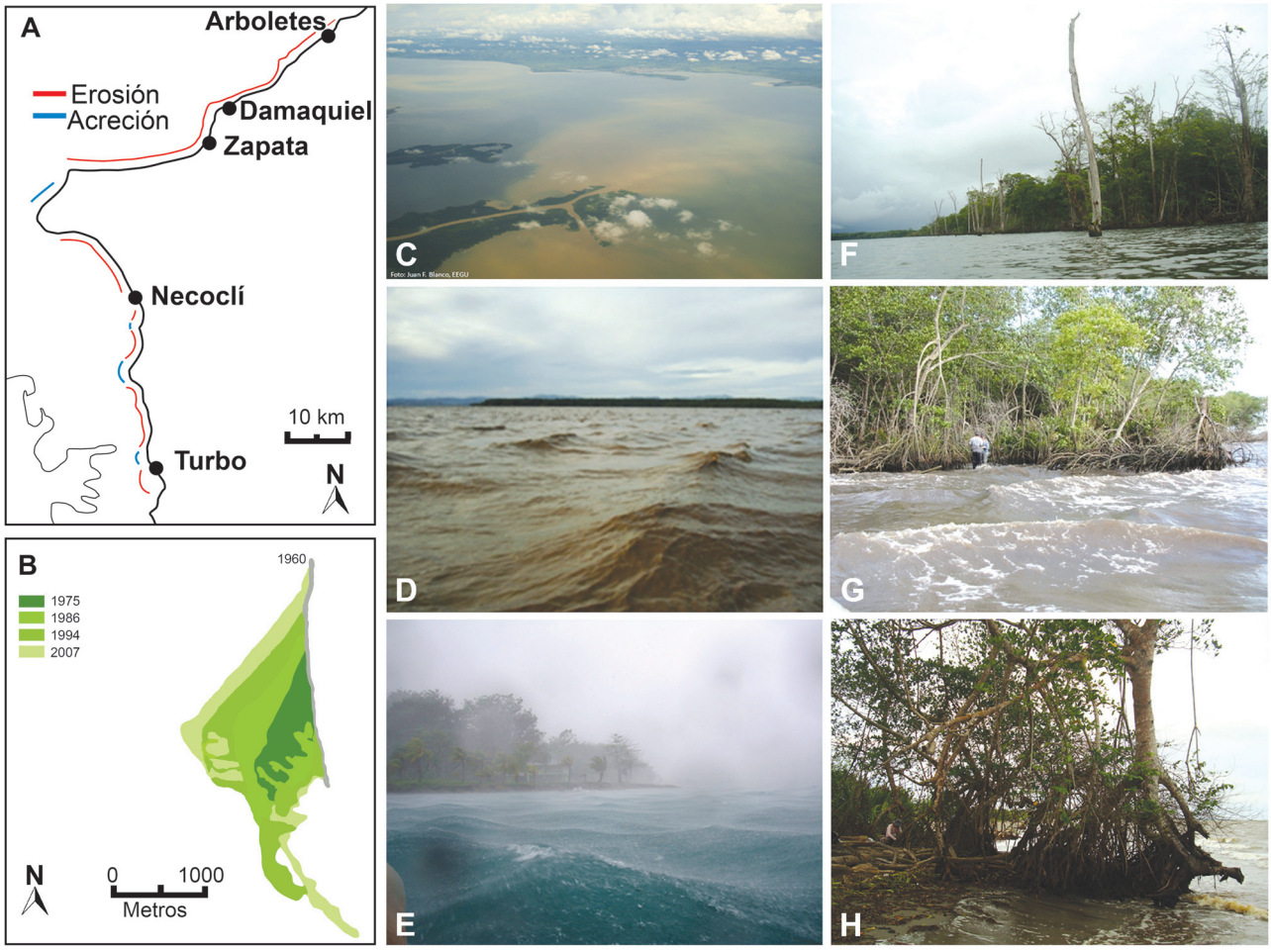

Figura 2. A. Tasas de erosión y progradación a lo largo de la costa oriental del golfo de Urabá, Colombia (modificado de Correa y Vernette 2004); **B.** Expansión histórica del área emergida del delta del río Turbo (zona de acreción) (modificado de Taborda 2008); **C.** Zonas de expansión de los manglares: brazos del delta del río Atrato (abajo; nótese la pluma turbia) y delta del río Turbo (al fondo); **D** y **E.** Ejemplos de oleajes con potencial erosivo: "mareta" (generada por vientos diarios y estacionales en la bahía Colombia) y "mar de leva" (generado por oleaje de fondo por sistemas de tormentas en bahía El Aguacate, Chocó), respectivamente; **F, G** y **H.** Mortalidad del manglar producto de la erosión costera: frente de árboles muertos en pie en el delta del río Atrato posiblemente debido al aumento relativo del nivel del mar (F), árboles volcados y desenraizados por efecto de la rompiente en punta Coquito, y raíces expuestas en un árbol remanente por efecto de la erosión en quebrada Cartagenita al sur de Necoclí, zona donde los manglares han desaparecido casi totalmente por efecto de erosión de las playas (**H**)

respectivamente; FAO 2007). La situación podría ser mucho más dramática a nivel sub-nacional debido a que los inventarios nacionales tienden a sobrevalorar las extensiones de manglar debido a la gruesa resolución que ofrecen las imágenes de satélite y a los errores de clasificación en zonas nubladas como la mayor parte del Pacífico colombiano y del golfo de Urabá. En el Caribe colombiano, al igual que en el Gran Caribe, la extensa transformación del manglar a otras coberturas y usos, se debe a la ampliación de la frontera agrícola y acuícola y a la urbanización de zonas costeras, pero esto ha sido escasamente cuantificado (Álvarez-León 1993, Álvarez-León y Polanía 1996, Ellison y Farnsworth 1996). Mientras que para la mayor parte de las zonas del país existen mapas de cobertura y estado de conservación de los manglares con resolución más fina (< 1:50.000) que la provista por el inventario nacional de Sánchez-Páez et al. (1997), en muy pocas áreas existen estudios de dinámica multianual.

Actual Biol 38 (104): 53-70, 2016 | **DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06**



Figura 3. Vista aérea de la ensenada de Rionegro (Urabá, Colombia) mostrando su configuración geomorfológica de laguna costera, con manglares interiores de borde e islotes que han permanecido fisionómicamente constantes durante más de 100 años (fotografía cedida amablemente a la Expedición Estuarina por Aeroestudios S. A.)

El caso mejor documentado es el de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Rivera-Monroy et al. 2006, Simard et al. 2008), el cual mostró que entre 1956 y 1995 se perdió el 56% de la cobertura de manglar producto de varias actividades antropogénicas que desencadenaron la hipersalinización de los suelos en una extensión significativa, pero a partir de 1995 se observó incremento de la cobertura debido a las acciones de rehabilitación que se tomaron para reducir la salinidad del suelo y a la ocurrencia del evento La Niña 1999-2000. Se estima que en 2009 ya existía 66% de la cobertura original (1956), sin embargo, la recuperación no ha sido homogénea.

En el golfo de Urabá, la entresaca de árboles para diferentes fines y la expansión de la frontera agropecuaria han alterado la estructura y reducido la extensión, respectivamente, en las localidades más cercanas a la cabecera municipal de Turbo, donde viven la mayor parte de personas dedicadas a la extracción de postes y fabricación de carbón (Blanco et al. 2012a). Al comparar las estimaciones de la extensión de los manglares en 2003 (6.993 ha, CORPOURABA 2003) y 2009 (4.908 ha, Urrego et al. 2010) se observó reducción de 2.085 ha (29,8% en 6 años = 5%/año), la cual puede reflejar en parte el avance de la deforestación, pero posiblemente las diferencias en la resolución de la fotointerpretación y al tipo de sensor remoto utilizado (imágenes de satélite y aerofotografías, respectivamente). Por lo tanto, en el futuro es necesario realizar comparaciones con los sensores remotos adecuados y estandarizados para establecer las magnitudes y los patrones espaciales de deforestación y los factores que los afectan.

Estrada-Urrea (2014) cuantificó la deforestación del manglar de la costa oriental del Golfo, utilizando aerofotografías con escalas comparables y verificaciones de campo. Durante estas últimas, posteriores a las aerofotografías de 2009, encontró que algunos vecindarios perdieron hasta 10 ha en dos años, lo cual es significativo a nivel local teniendo en cuenta la poca extensión de los manglares (< 1 km^2) y que coincide con la apertura de potreros, lo cual no es un fenómeno aleatorio (figura 4). Las reconstrucciones históricas para la cabecera municipal de Turbo mostraron puntos calientes de deforestación dentro del casco urbano y en la zona rural, promovidos, respectivamente, por la invasión de zonas de bajamar para la construcción de viviendas y la reclamación de la parte trasera de los manglares para establecer cultivos y potreros (figuras 5, 6). Durante el periodo 1938-2009 la pérdida de manglar en el área de Punta Yarumal al norte del casco urbano de Turbo varió entre el 1 y 2%/año debido a la alteración hidrológica y a la reclamación de tierras para cultivos y potreros (figura 6). Sin embargo, durante el periodo 1975-2004 se dio una extensión del manglar del 7,2% debido a la progradación del delta del río Turbo después de la reubicación de su desembocadura a mediados del siglo XX (figura 6). En el casco urbano la mayor pérdida de manglar se dio en barrio Mocho o de los Pescadores en la bahía Turbo debido a la urbanización ilegal (1938-1975: 1,0%/año; 1975-2004: 1,8%/año), pero a partir de 2004 se dio una expansión del manglar (7,8%/año) como producto del desalojo por parte de las autoridades en cumplimiento de la legislación ambiental y el plan de ordenamiento territorial municipal (figura 6). Estos puntos calientes de deforestación contrastan con la baja deforestación observada en la base de la infantería de marina que cumple con funciones de guardacostas (1938-1975: 0,4%/año; 1975-2009: 0,3%/año) (Blanco y Estrada-Urrea 2015). Estos hallazgos son consistentes con los de Martinuzzi et al. (2008), quienes registraron que los manglares bajo alguna figura de protección legal presentaron bajas tasas de deforestación en contraste con los manglares en zonas urbanas (v.g., San Juan) y rurales en Puerto Rico. Las tasas de deforestación observadas en el municipio de Turbo pueden considerarse altas con respecto a los promedios nacionales de Colombia, Panamá y Méjico, estos dos últimos considerados los dos países latinoamericanos con mayor tasa de deforestación del manglar (2000-2005: 1,3%/año) (FAO 2007). Aunque existen pocos estudios a escala subnacional en el Caribe, nuestros resultados son comparables a los observados en zonas urbanas (Ciudad de Panamá: Benfield et al. 2005) y rurales turísticas (Quintana Roo, Méjico: Hirales-Cota et al. 2010), donde los manglares han sido destruidos por los asentamientos humanos y las carreteras.

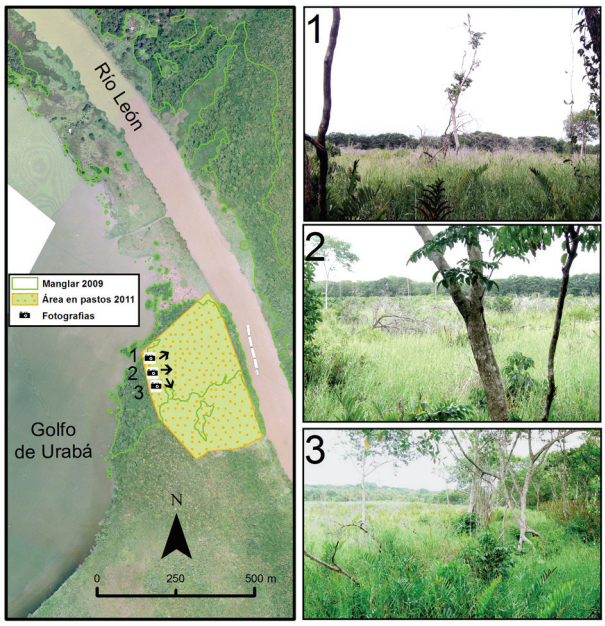

Figura 4. Pérdida del manglar en la desembocadura del río León (Urabá, Colombia; ver ubicación en figura 1C) entre 2009 y 2011 para el establecimiento de un potrero. Proyección de área talada en 2011 (área verde punteada) sobre manglares identificados (línea verde) en la ortofotografía tomada en 2009. Se observan tres panorámicas (derecha) del nuevo potrero cuyo punto de toma se indica en la ortofotografía de la izquierda (modificado de Estrada-Urrea 2014)

Debido a esta fuerte presión por deforestación, actualmente se observan reducidos diámetros de los mangles y un reemplazo de *R. mangle* por parte de *L. racemosa* en los manglares más cercanos a la cabecera municipal de Turbo (Blanco y Estrada-Urrea 2015). Esto ha tenido implicaciones cualitativas (reemplazo de especies) y cuantitativas (reducción del reservorio) en el almacenamiento del carbono en la biomasa aérea (sintetizado por Blanco et al. 2012a). En términos de los reservorios de carbono, Blanco et al. (2015) estimaron, con base en los datos dasonómicos de la "Expedición" y ecuaciones alométricas, que los manglares del delta del río Atrato almacenan aproximadamente 83 ton C/ha, mientras que los manglares más degradados ubicados en el delta del río Turbo solo almacenan 38 ton C/ha. De hecho, los resultados recientes obtenidos por Ruíz (2013) han permitido identificar que la parte interior de los manglares (cuencas) de la costa oriental, principalmente en la cercanía de Turbo, han disminuido su área total entre 1991 y 2009 (137 y 97 ha, respectivamente) por causa de la deforestación, mientras que los de la costa occidental (delta del río Atrato) han permanecido relativamente constantes (1975-2009), lo cual se refleja en los reservorios de biomasa y carbono. Finalmente, la deforestación plantea un peligro potencial sobre las pequeñas poblaciones del mangle *P. rhizophorae*, clasificado como vulnerable, si se perdiera el estatus de protección militar de punta Las Vacas ubicada en la vecindad de Turbo, frente al muelle El Waffe (Blanco et al. 2016). Otra amenaza para las poblaciones silvestres más extensas y aisladas de la actividad humana ubicadas en punta Coquito es el posible establecimiento de infraestructura portuaria entre el río León y Turbo, lo cual podría estimular la deforestación ilegal (Blanco et al. 2016).

Se hipotetiza, que además de la evidente pérdida de áreas de manglares (particularmente los rodales de *A. germinans*) como producto de la conversión a potreros a lo largo de la costa suroriental, muchas áreas que persistan durante las próximas décadas podrían experimentar un reemplazo de la especie dominante *R. mangle*, por la especie secundaria *L. racemosa*, como producto de su sobre explotación. Esto podría conferir menor resiliencia a los manglares ante el asenso del nivel del mar dado que *R. mangle* es la especie fundadora y es más resistente a la inundación que *L. racemosa*.

Efectos de la deforestación de las cuencas hidrográficas costeras sobre la sedimentación en los estuarios. En Colombia, está ampliamente documentado que la producción y carga de sedimentos de los ríos es producto de las altas tasas de deforestación de sus cuencas (Restrepo 2005). Sin embargo, existen pocos estudios que relacionen dichos procesos con la sedimentación en los manglares, aunque existen varios estudios en arrecifes coralinos tropicales (Restrepo 2005). En el caso de la cuenca baja del río Turbo, los bosques naturales desaparecieron entre 1960 y 1975, se observó disminución continua de los pastos desde 1960 hasta el 2007, ambos procesos correlacionados con aumento acelerado de los cultivos de plátano, los cuales para el último año de estimación ocuparon el 76,1% del área. La anterior dinámica fue producto de altas, pero variables, tasas de deforestación anual (1960-2007: 1,36%; máximos: 2,64, 5,65%) (Taborda 2008, 2013). Estudios posteriores que expandieron las estimaciones a toda la cuenca han establecido que los cambios de cobertura de bosque otra coberturas antropogénicas en la cuenca baja ocurrió antes de 1950, mientras que cambios similares en la cuenca media y alta se produjeron a partir de 1970 (Nieto-Oliveros 2011, Posada-Mira 2011).

Esta transición bosque natural-pastos-cultivos obedece a la ocupación y asentamiento del territorio del municipio de Turbo y todo Urabá para usos múltiples (Keep 2000). Desde el ámbito biofísico, estas transiciones son un patrón

Actual Biol 38 (104): 53-70, 2016 | **DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06**



Figura 5. Formas de deforestación del manglar en el golfo de Urabá, Colombia. **A.** Venta ilegal de varas de mangle rojo; **B.** Varas de mangle rojo recién cortadas; **C.** Aserrador ilegal cortando tablones de mangle negro; **D** y **E.** Elaboración de carbón a partir de madera de mangle; **F-K.** Diferentes formas de reclamo del manglar; **L.** Invasión de helecho después de la tala del manglar y ausencia de mantenimiento (tomado de Blanco et al. 2012 con licencia de reproducción por Creative Commons)

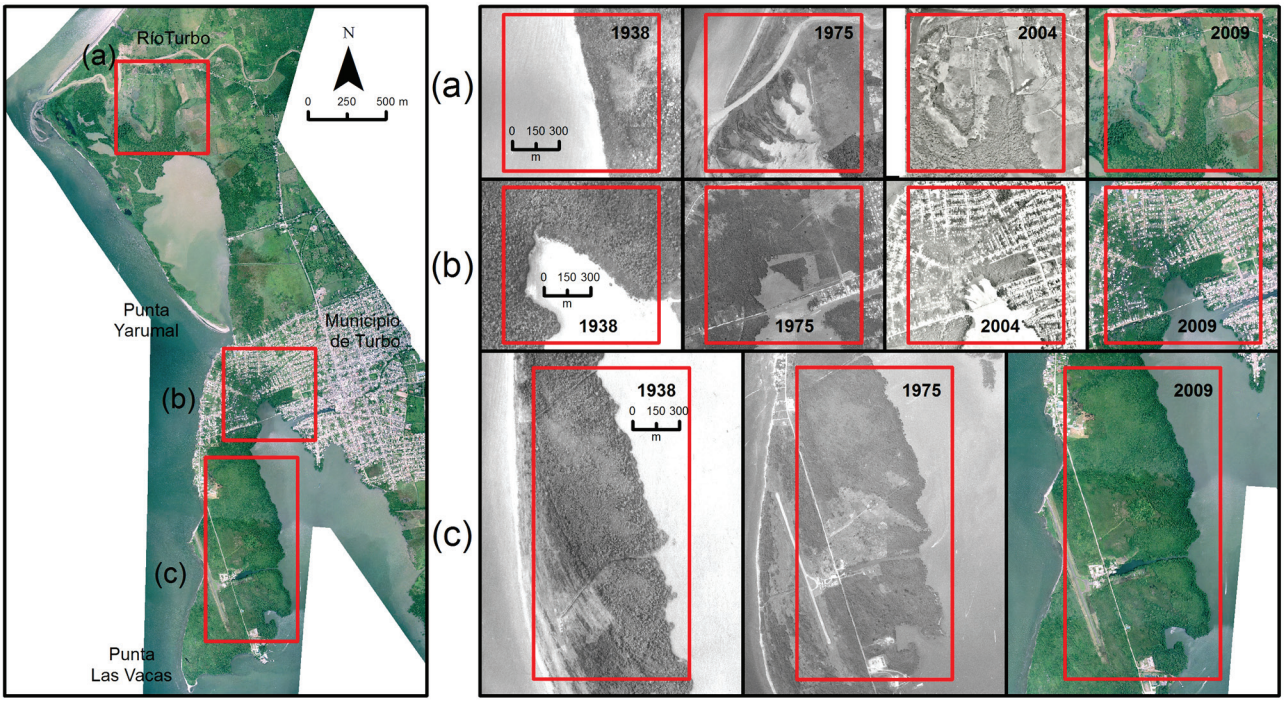

Figura 6. Tres contextos de cambio de extensión del manglar en el municipio de Turbo (Urabá, Colombia) durante el siglo XX. **A.** zona rural; **B.** zona sub-urbana y; **C.** Zona protegida (puesto de guardacostas) (modificado de Estrada-Urrea 2014)

asociado a los cambios de uso del suelo en ecosistemas forestados andinos y de tierras bajas caribeñas de Colombia motivadas por economías agropecuarias (Etter y Villa 2000, Etter y Wyngaarden 2000). Recientemente, Arroyave et al. (2012) determinaron que en algunas áreas de los municipios de Apartadó y Chigorodó el 90% de los humedales (panganales) y bosques terrestres inundables y de terrazas de la planicie costera de Urabá fueron convertidos a potreros y áreas de cultivos de banano en un lapso de 46 años (1961-2007), arrojando una tasa anual de deforestación (> 2%). Estos datos coinciden con lo obtenido por Ramírez-Sosa y Orrego-Suaza (2011) para el periodo 1980-2000 en la zona centro de Urabá, quienes establecieron mediante una modelación econométrica que la deforestación de los manglares y bosques (v.g., cativales) de la planicie costera estuvo correlacionada con la conversión a pastizales permanentes, cultivos permanentes de banano y cultivos itinerantes de maíz, siendo mayor en las proximidades de los centros poblados (v.g., Turbo y Apartadó) y los ríos, y correlacionada positivamente con el crecimiento poblacional (1990-2000) y la densidad poblacional. Las áreas de manglar y de humedales de agua dulce más afectadas fueron las ubicadas entre los deltas de los ríos León y Guadualito (El Tres) (figuras 1, 4). Dicha tasa de deforestación es mayor a la observada en los bosques terrestres de las regiones Caribe y Andina (Etter y Villa 2000, Etter y Wyngaarden 2000).

El grado de transformación de la cuenca baja del río Turbo, podría representar la generalidad de las cuencas costeras del golfo de Urabá, y puede explicar las altas tasas de exportación de sedimentos registradas por la estación limnimétrica El Dos del Instituto de Estudios Ambientales (IDEAM), lo cual fue confirmado por nuestras mediciones de campo en 2010 (época seca: 1.095 ± 2.028 ton/mes; época lluviosa: 31.098 ± 51.566 ton/mes; Blanco et al. 2013b, Taborda 2013). La exportación bruta anual estimada (0,037 x 10^6 ton/año) estuvo en el mismo orden de magnitud del promedio multianual (1966-93: 0,073 x 10^6 ton/año) registrado por Restrepo (2005). Producto de esta exportación se observó una pluma turbia que se desplaza en dirección norte-sur, y a lo largo de ésta se observó gradiente de sedimentación decreciente (figura 7). Se hipotetiza que las crecientes inundan el manglar ubicado en la margen sur del río y aportan los sedimentos al sistema de canales y "ciénagas" (Ciénaga de Las Mujeres), ya que la comunicación con la bahía El Uno es muy reducida y los niveles de sedimentos suspendidos y sedimentación de la misma son muy bajos. En este delta se ha calculado que la tasa de acreción ha aumentado desde 0,34 a 1,50 cm/

Actual Biol 38 (104): 53-70, 2016 | **DOI: 10.17533/udea.acbi.v38n104a06**

año entre 1939 y 2009, superando el rango observado para un punto en el delta del río Atrato para el mismo periodo (bahía Candelaria: 0,41-1,37 cm) basado en dataciones de plomo de núcleos de sedimentos (Ruíz 2013). Sin embargo, mediciones posteriores de cambios de nivel del suelo usando horizontes marcados con feldespato mostraron tasas promedias de sedimentación entre 2,5 y 5,1 cm/año durante el periodo 2009-2010 dominado por inundaciones del río Turbo (Hoyos et al. 2012).

Estas tasas históricas y episódicas de sedimentación son consecuencia directa de la aceleración de la erosión de las laderas de la cuenca del río Turbo durante el siglo XX. De acuerdo con Restrepo (2005) y Blanco (2009), las cuencas de los ríos que atraviesan la zona bananera de la planicie costera de Urabá producen más sedimentos por kilómetro cuadrado que las que atraviesan mayores cubiertas boscosas. Los ríos que drenan cuencas pequeñas, y que atraviesan los distritos bananeros de Carepa, Apartado y Turbo, tienen exportaciones de sedimentos que varían de manera errática intra- e inter-anualmente, desacopladas de la dinámica marcadamente estacional del caudal (Arroyave et al. 2012), sugiriendo la prevalencia de controles antrópicos (especialmente la deforestación) sobre los naturales. Las cargas de sedimentos de los ríos que drenan la serranía de Abibe, atravesando la zona bananera y desembocando en el golfo de Urabá, son de las mayores de Colombia (valores x 10^6 ton/año: Turbo: 0,073; Guadualito = 0,031; Apartadó = 0,062; Grande = 0,044; Zungo = 0,029). Se ha establecido ampliamente que el aumento natural de la exportación de sedimentos hacia los ríos se debe al aumento de la escorrentía por acción de la alta precipitación o la topografía pendiente y la morfología y litología de la cuenca, pero es usualmente magnificada debido a la deforestación y cambio de cobertura y uso de los suelos (Milliman y Syvitski, 1992). Por consiguiente, la conversión de bosques inundables y de tierras bajas a usos agrícolas, en este caso a extensas plantaciones de plátano y banano, y a tierras de pastoreo, promueven la alta producción de sedimentos que son fácilmente transportados por la escorrentía producida por la alta precipitación (Blanco 2009).

El incremento episódico de la sedimentación tiene un efecto negativo sobre la supervivencia de propágulos y plántulas de mangles en delta del río Turbo (Hoyos et al. 2012). Aunque no se encontró influencia directa de las tasas de sedimentación sobre la abundancia y riqueza de macroinvertebratos, se presentó dominancia de gasterópodos (*Neritina virginea*) y cangrejos violinistas (*Uca* spp.) altamente tolerantes a la sedimentación, y

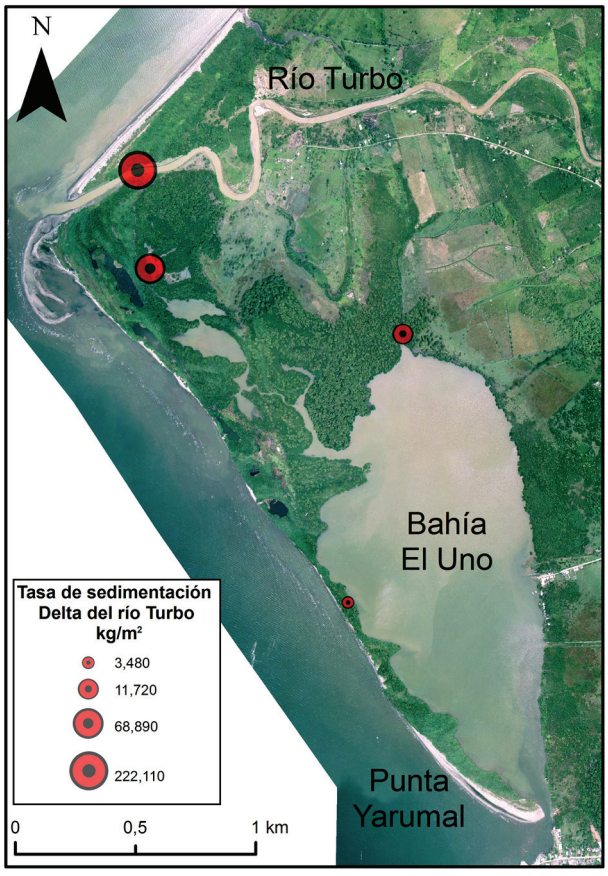

Figura 7. Tasas anuales de sedimentación en varios puntos del delta del río Turbo (Urabá, Colombia; modificado de Blanco et al. 2013b y Taborda 2013)

ausencia de infauna del suelo y de caracoles arborícolas (Blanco y Castaño 2012, Blanco et al. 2012b, 2013b, Taborda 2013). El incremento de la sedimentación y la turbiedad también tienen efecto sobre las dietas de los peces demersales de este delta (Blanco et al. 2013b, Sandoval 2013, Sandoval et al. 2015). Se recomienda revisar los trabajos de Blanco (2009), Arroyave et al. (2012), Blanco et al. (2012b, 2013b), Sandoval (2013), Taborda (2013) y Sandoval et al. (2015) para una detallada presentación del caso de estudio de la sedimentación en el delta del río Turbo.

Se predice que el incremento de la sedimentación en los manglares en los deltas de los ríos Turbo, El Tres y Currulao, producto de la erosión de las laderas y planicies ubicadas aguas arriba, facilitará la invasión por parte de especies vegetales terrestres y la conversión a potreros debido a la estabilización y desecación del terreno, convirtiéndose en una influencia sinérgica de gran importancia.

Finalmente, aunque en el golfo de Urabá se han identificado otras amenazas asociadas con cambios globales tales como enfermedades de los mangles (agallas inducidas por bacterias y debilitamiento de raíces por moluscos barrenadores: Sánchez-Alférez et al. 2009) e invasiones de especies marinas (v.g., camarón tigre: *Penaeus monodon*; Sandoval et al. 2014), no han sido objeto de estudio por parte de mi grupo y los estudios disponibles no permiten hacer evaluación de impacto a nivel ecosistémico y, por lo tanto, estimación de la vulnerabilidad.

CONCLUSIONES

Los estudios aquí sintetizados han servido para advertir que, si bien los posibles efectos negativos del aumento del nivel del mar sobre los manglares no pueden revertirse si la tasa es elevada, bajo las tasas actuales los manglares parecen estar estables e incluso progradándose en muchas áreas (principalmente en la costa occidental y aun en la costa oriental) debido al aporte de sedimentos terrígenos. A pesar de ello, en la costa oriental la deforestación por entresaca y por tala rasa de los manglares interiores es la amenaza de mayor magnitud. Ante el ascenso del nivel del mar y la erosión episódica, las áreas de manglar más pequeñas ubicadas en la costa oriental han sido y seguirán siendo las más sensibles debido a la presencia de barreras antropogénicas que impiden su migración tierra-adentro, pero también debido a la tala selectiva, la reclamación de tierras y la sedimentación producto de la deforestación de las cuencas, las cuales deterioran su condición y su capacidad de respuesta natural al aumento del nivel del mar. Todas estas amenazas también han generado impactos sobre las poblaciones de las especies de mangles presentes y sobre algunas especies de fauna. Finalmente, la persistencia de las áreas de manglar en la costa oriental durante las próximas décadas dependerá del ordenamiento territorial municipal y de acciones de control para detener la conversión de manglares a cultivos y potreros para que pueda no solo existir una fuente de propágulos para la migración tierra-adentro, sino para frenar la erosión costera actual y futura. Las mayores áreas de manglares (delta del río Atrato y ensenada de Rionegro) y las más importantes a nivel ecológico (más extensas y con mayor biomasa) para el Golfo, ubicadas en la costa occidental, posiblemente sean más resilientes al aumento del nivel del mar. Esta síntesis, finalmente, demuestra la importancia de la utilización de diferentes métodos (encuestas, muestreos de campo, sensores remotos y series de tiempo hidrológicas) y escalas temporales (diarias-decadales) y espaciales (1:500-1:100.000) de observación para la cuantificación de los cambios en la geomorfología costera (particularmente los deltas) y de la deforestación de los manglares y otros bosques costeros, permitiendo así tener la primera aproximación de la magnitud de los cambios globales en las zonas costeras del golfo de Urabá.

RECOMENDACIONES

Se recomiendan acciones de manejo basado en investigación científica en las que participen varios actores como la academia, las autoridades ambientales y asociaciones de base como los consejos comunitarios y las organizaciones no gubernamentales (incluyendo asociaciones de pescadores):

1. Conservación del delta del río Atrato y la ensenada de Rionegro, las áreas con mayor extensión de manglares y más estables durante por los menos los últimos 100 años, utilizando figuras legales dentro de los sistemas nacional o regional de áreas protegidas. En el caso del delta del río Atrato se debe promover el co-manejo con el Consejo Comunitario de Bocas del Atrato. Estas áreas son las que podrían ofrecer mayor número de servicios ecosistémicos para todo el golfo de Urabá, particularmente para el sostenimiento de la pesca, la regulación del clima y de la hidrología estuarina. En ellas se podrían establecer redes de monitoreo a largo plazo tales como parcelas permanentes de crecimiento de árboles y canastas de estimación de productividad primaria, medidores de niveles de suelo (acreción/erosión), mareógrafos y estaciones meteorológicas.

2. Medidas de control de la deforestación por reclamación y entresaca de árboles de la parte interna de los manglares de la costa oriental, particularmente en la periferia de la ciudad de Turbo. Estas también deben ir acompañadas de la acciones de restauración y manejo participativo por parte de los propietarios de predios agropecuarios colindantes con los manglares para detener la expansión de la frontera agrícola. Por otra parte, la educación ambiental será necesaria para los habitantes de las zonas urbanas, periurbanas y rurales para frenar la demanda de madera para construcción, leña y carbón. En estas áreas se podrían establecer programas de medición periódica de diámetros y densidad de árboles, conteo de tocones y estimación de áreas por medio de sensores remotos.

3. Medidas de adaptación ecosistémica ante la amenaza de inundación por ascenso del nivel del mar y mares de leva dentro del Plan de Ordenamiento de la ciudad de Turbo. La actual delimitación de zonas de bajamar como altamente

vulnerables ante la inundación provee instrumentos de gestión legales y financieros que permitirán el desmonte de infraestructura y reubicación de viviendas en las zonas críticas, facilitando la migración tierra-adentro de los manglares con el gradual ascenso del nivel del mar. Como parte de esta acción es necesario cuantificar las variables que confieren mayor resiliencia al manglar en cada zona ante el ascenso del nivel del mar. Particularmente, es importante establecer la importancia relativa de la biomasa vegetal sobre o bajo el suelo, la alta productividad primaria, el aporte de sedimentos alóctonos y la geomorfología protegida.

4. Manejo ecosistémico basado en la identificación y mantenimiento de los servicios ecosistémicos. Evidentemente los manglares del delta del río Atrato y de la ensenada de Rionegro proveen los mayores servicios para todo el golfo, sin embargo, los manglares de los pequeños deltas de la costa oriental también proveen muchos servicios ecosistémicos a los pequeños centros poblados que habitan en sus inmediaciones, y por ello, si estos servicios se pierden por usos insostenibles que no permitan la resiliencia ante el ascenso del nivel del mar, se dará un impacto sobre las poblaciones humanas. Por lo tanto, el manejo ecosistémico con fines de desarrollo sostenible debe apuntar a la reducción de la deforestación local y regional como adaptación ante aumento del nivel del mar. Es importante cuantificar los servicios ecosistémicos y cómo aquellos de provisión de madera reducen la resiliencia del manglar y vulneran otros como el soporte vital y la regulación de formación del suelo, el control de ciclos biogeoquímicos y el enfriamiento de la atmósfera local.

5. Implementación de una red de monitoreo del ascenso del nivel del mar, sedimentación y cambios de nivel del suelo en los manglares. Esto se puede hacer en diferentes localidades para tener mediciones bajo diferentes contextos.

6. Implementación de un plan de monitoreo de los cambios de extensión de los manglares por medio de sensores remotos, en puntos calientes de deforestación y erosión costera. La implementación de tecnologías nuevas como LiDAR podría ayudar a estimar los cambios no solo de área sino de biomasa asociados con la deforestación. El empleo de esta tecnología asociada a DRONES equipados con cámaras para mapeo de alta resolución podría ayudar a monitorear de manera periódica los puntos calientes, sin necesidad de contratar vuelos de avionetas o helicópteros.

7. Reducción de la deforestación en las cuencas hidrográficas costeras e implementación de planes de reforestación ribereña dentro de los Planes de Ordenamiento y Manejo de las Cuencas Hidrográficas (POMCAs) para reducir la erosión y exportación de sedimentos y eventualmente la presión por sedimentación en los manglares de los deltas de la costa suroriental. Es importante conocer en mayor profundidad las dinámicas de sedimentación en los manglares de los diferentes deltas para realizar las evaluaciones de impacto, principalmente sobre la capacidad de regeneración (establecimiento de propágulos y supervivencia de plántulas). También será necesario estudiar diferentes técnicas de reforestación de laderas y planicies de inundación y, en algunos casos, de restauración de cauces.

8. Implementar un manejo ambiental riguroso de los cultivos de banano y plátano, y de los potreros que reduzca la erosión de los suelos ribereños de la costa oriental. Será necesario establecer los balances de sedimentos en laderas bananeras y plataneras, y en sistemas experimentales de restauración que reduzcan la erosión y que adicionalmente sirvan como trampas de sedimentos escurridos ladera arriba.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a las entidades financiadoras, colegas y estudiantes que han participado de los siguientes proyectos: "Expedición Estuarina, golfo de Urabá" (Gobernación de Antioquia-Universidad de Antioquia-Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín-Universidad EAFIT), "Respuesta de los manglares a cambios naturales y antrópicos en el delta del río Turbo" (DIME, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín), "Impactos de la sedimentación en el delta del río Turbo y bahía El Uno" (CODI Universidad de Antioquia - CORPOURABA), y "Fragmentación y de los manglares del costado oriental del golfo de Urabá" (CODI Universidad de Antioquia). Adicionalmente, los inventarios de carbono y de la especie vulnerable *P. rhizophorae* fueron realizados, respectivamente, durante los proyectos CODI: "Expedición Antioquia: Estimación de los reservorios de carbono y evaluación de posibles impactos de la deforestación en algunos manglares del golfo de Urabá" y "Programa Regiones: Distribución y desarrollo estructural de la población del mangle piñuelo, *Pelliciera rhizophorae*, en el Golfo de Urabá, Caribe de Colombia". Se agradece especialmente a Edgar Andrés Estrada-Urrea y a Alexander Taborda por las discusiones durante el desarrollo de sus tesis de posgrado que han enriquecido este manuscrito. Las ideas descritas en este manuscrito fueron inicialmente expuestas como una ponencia plenaria en el 5° Congreso Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, realizado en la Universidad de Manizales en septiembre de 2012, y por ello se agradece a los organizadores y a

Ricardo Álvarez-León por haber motivado la escritura del manuscrito. Los comentarios de dos evaluadores anónimos mejoraron significativamente la versión inicial. Las opiniones expresadas en este artículo son propias del autor y no implican una postura institucional de CORPOURABA, la Universidad de Antioquia o la Universidad Nacional de Colombia (Sede Medellín) como entidades financiadoras. La revisión final del manuscrito fue apoyada por "Estrategia de Sostenibilidad 2014-2015" del CODI. Contribución ELICE N.º 10.

REFERENCIAS

Álvarez-León R. 1993. Mangrove ecosystems of Colombia. ITTO/ISME Technical Report Project PD 114/90 (F), Part I Latin America. Yokohama (Japón): International Tropical Timber Organization - International Society for Mangrove Ecosystems. p. 256.

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.

Andrade-Amaya CA, Barton ED, Mooers CNK. 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean coast. Journal of Geophysical Research, 108: 3185-3196.

Andrade-Amaya CA. 2008. Cambios recientes del nivel del mar en Colombia. En: Restrepo JD, editor. Deltas de Colombia: morfodinámica y vulnerabilidad ante el cambio global. Medellín (Colombia): Fondo editorial Universidad EAFIT. p. 103-122.

Amortegui V, Taborda A, Blanco JF. 2013. Edge effect on a *Neritina virginea* (Neritimorpha, Neritinidae) population in a black mangrove stand (Magnoliopsida, Avicenniaceae: *Avicennia germinans*) in the southern Caribbean. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 8 (2): 68-78.

Arroyave A, Blanco JF, Taborda A. 2012. Exportación de sedimentos desde cuencas hidrográficas de la vertiente oriental del golfo de Urabá: influencias climáticas y antrópicas. Revista Ingenierías (Universidad de Medellín), 10: 13-30.

Arroyave A, Amortegui V, Blanco JF, Taborda A. 2014. Efecto de borde sobre la población del cangrejo azul *Cardisoma guanhumi* (Decapoda: Gecarcinidae) en el manglar de la bahía El Uno, golfo de Urabá (Colombia): una aproximación a su captura artisanal. Actualidades Biológicas, 36 (100): 47-57.

Benfield S, Guzmán H, Mair J. 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. Journal of Environmental Management, 76: 263-276.

Bernal G, Montoya LJ, Garizábal C, Toro M. 2005. La complejidad de la dimensión física en la problemática costeras del Golfo de Urabá, Colombia. Gestión y Ambiente, 8: 123-135.

Blanco JF. 2009. Banana crop expansion and increased river-borne sediment exports to the Gulf of Urabá, Caribbean coast of Colombia. Ambio, 38: 181-183.

Blanco JF, Castaño MC. 2012. Efecto de la conversión del manglar a potrero sobre la densidad y tallas de dos gasterópodos en el delta del río Turbo (golfo de Urabá, Caribe colombiano). Revista de Biología Tropical, 60 (4): 1707-1719.

Blanco JF, Estrada-Urrea EA. 2015. Mangroves on the edge: Anthrome-dependent fragmentation influences ecological condition (Turbo, Colombia, Southern Caribbean). Diversity, 7 (3): 206-228.

Blanco JF, Londoño MH, Quan-Young L, Urrego L, Polanía J, Osorio A, Bernal G, Correa I. 2010. Expedición Estuarina, Golfo de Urabá, Fase 1; Expedición Antioquia 2013, Gobernación de Antioquia, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia, Universidad EAFIT (Informe Final). Medellín (Colombia). p. 304.

Blanco JF, Londoño MH, Quan-Young L, Urrego L, Polanía J, Osorio A, Bernal G, Correa I. 2011. The Urabá Gulf Mangrove Expedition of Colombia. ISME/GLOMIS Electronic Journal, 9: 8-10.

Blanco JF, Estrada EA, Ortiz LF, Urrego LE. 2012a. Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. ISRN Ecology 2012 (2012), Article ID 958709. Fecha de acceso: 10 de junio, 2014. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.5402/2012/958709>.

Blanco JF, Taborda A, Vásquez JG, editores. 3 2012b. Sedimentación en manglares: relación con la deforestación de la cuenca e impactos sobre la fauna estuarina. El caso del delta del río Turbo y la costa suroriental del golfo de Urabá. Informe final. Proyecto CODI Temática Universidad de Antioquia-CORPOURABÁ. p. 274.

Blanco JF, Londoño MH, Correa ID, Osorio A, Bernal G, Polanía J, Urrego LE. 2013a. La exploración del golfo de Urabá: 2007-2013. Un viaje a lo largo del estuario más grande del Caribe colombiano. Serie "Crónicas de la Expedición Antioquia". Medellín (Colombia): Ed. Universidad de Antioquia. p. 58.

Blanco JF, Taborda A, Amortegui V, Arroyave A, Sandoval A, Estrada EA, Leal J, Vásquez JG, Vivas A. 10 2013b. Deforestación y sedimentación en los manglares del golfo de Urabá: síntesis de los impactos sobre la fauna macrobéntica e íctica en el delta del río Turbo. Gestión y Ambiente, 16 (2): 19-36.

Blanco JF, Ortiz LF, Urrego LE. 2015. Reservorios de biomasa aérea y de carbono en los manglares del golfo de Urabá (Caribe colombiano). Actualidades Biológicas, 37 (103): 131-141.

Blanco JF, Estrada-Urrea EA, Pérez RJ, Taborda A, Álvarez-León R. 2016. Influencia antrópica en el paisaje de las poblaciones de *Pelliciera rhizophorae* (Ericales: Tetrameristaceae) más sureñas del Caribe (Turbo, Colombia). Revista de Biología Tropical *(en prensa)*.

Bosire JO, Kaino JJ, Olagoke AO, Mwihaki LM, Ogendi GM, Kairo JG, Berger U, Macharia D. 2013. Mangroves in peril: unprecedented degradation rates of peri-urban mangroves in Kenya. Biogeosciences Discussions, 10: 16371-16404.

Castaño A, Urrego L, Bernal G. 2010. Dinámica del manglar en el complejo lagunar de Cispatá (Caribe colombiano) en los últimos 900 años. Revista de Biología Tropical, 58 (4): 1347-1366.

Church JA, White NJ, Coleman R, Lambeck K, Mitrovica JX. 2004. Estimates of the regional distribution of sea level rise over the 1950-2000 period. Journal of Climate, 17: 2609-2625.

Corporación para el Desarrollo Sostenible de Urabá-CORPOURABA. 2003. Caracterización y zonificación de los manglares del golfo de Urabá, departamento de Antioquia. Documento técnico.

Convenio 201671 FONADE - CORPOURABÁ. Apartadó (Colombia). p. 80.

Correa ID, Prüssmann J, Garrido AE. 2010. Geomorfología del contorno litoral Urabá- Darién (Departamentos de Antioquia y Chocó, Caribe colombiano). En: Blanco JF, Londoño MH, Quan-Young L, Urrego L, Polanía J, Osorio A, Bernal G, Correa I. Expedición Estuarina, Golfo de Urabá, Fase 1. Expedición Antioquia 2013. Medellín (Colombia): Gobernación de Antioquia-Universidad de Antioquia-Universidad Nacional de Colombia-Universidad EAFIT. Informe Final. p. 304.

Correa ID, Vernette G. 2004. Introducción al problema de la erosión litoral de Urabá (sector Arboletes-Turbo) costa Caribe colombiana. Boletín de Investigaciones Costeras y Marinas, 33: 7-28.

Dahdouh-Guebas F, Triest L, Verneir M. 1998. The importance of a hierarchical ecosystem classification for the biological evaluation and selection of least valuable sites. Impact Assessment Project Appraisal, 16: 185-194.

Dahdouh-Guebas F. 2002. The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. Environmental Development and Sustainability, 4: 93-112.

Dahdouh-Guebas F, Koedam N. 2008. Long-term retrospection on mangrove development using trans-disciplinary approaches: a review. Aquatic Botany, 89: 80-92.

Duke NC, Meynecke JO, Dittmann S, Ellison AM, Anger K, Berger U, Cannicci S, Diele K, Ewel KC, Field CD, Koedam N, Lee SY, Marchand C, Nordhaus IY, Dahdouh-Guebas F. 2007. A world without mangroves? Science, 317: 41-42.

Ellison AM, Farnsworth EJ. 1996. Anthropic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. Biotropica, 28: 549-565.

Ellison JC. 1996. Pollen evidence of late Holocene mangrove development in Bermuda. Global Ecology and Biogeography, 5: 315-326.

Ellison JC. 2008. Long-term retrospection on mangrove development using sediment cores and pollen analysis: A review. Aquatic Botany, 89: 93-104.

Ellison JC, Stoddart DR. 1991. Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. Journal of Coastal Research, 7: 151-165.

Estrada-Urrea EA. 2014. Pérdida y fragmentación de los manglares asociada a factores antrópicos y naturales en el golfo de Urabá. [Tesis Maestría en Biología]. [Medellín]: Universidad de Antioquia. p. 81.

Etter A, Villa A. 2000. Andean forests and farming systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). Mountain Research Development, 20: 236-245.

Etter A, Wyngaarden W. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphais in the Andean region. Ambio, 29: 432-439.

Food and Agriculture Organization-FAO. 2007. The world's mangroves 1980-2005. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nation. Forestry Paper 153. p. 77.

García-Valencia C. Editor. 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. Santa Marta, Colombia: Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR N.º 12.

Gilman E, Ellison J, Duke N, Field CN. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options. Aquatic Botany, 89: 237-250.

Hirales-Cota M, Espinoza-Avalos J, Schmook B, Ruíz-Luna A, Ramos-Reyes R. 2010. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast México. Ciencias Marinas, 36: 147-159.

Hoyos R, Urrego LE, Lema A. 2012. 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 (3): 1445-1461.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC). 2007. Summary for policymakers. En: Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press. p. 18.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC). 2014. Climate change 2014. Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Genova, Suiza: IPCC. p. 151.

Keep F. 2000. Monografía de Urabá. Medellín: Editorial Imprenta departamental de Antioquia. *Sin paginación.*

Kirwan ML, Megonigal JP. 2013. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. Nature, 504: 53-60.

Lugo AE, Medina E, McGinley K. Issues and challenges of mangrove conservation in the Anthropocene. Madera y Bosques, 20: 11-38

Martinuzzi S, Gould WA, Lugo AE, Medina E. 2009. Conversion and recovery of Puerto Rican mangroves: 200 years of change. Forest Ecology and Management, 257: 75-84.

Ménanteau L. 2007. Geohistoria del Golfo. En: García-Valencia C. Editor. Atlas del golfo de Urabá: Una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Santa Marta, Colombia: Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR N.º 12. p. 23-74.

Milliman JD, Syvitski JPM. 1992. Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers. Journal of Geology, 100: 525-544.

National Research Council-NRC. 2000. Chapter 2. Definitions and implications of global change. En: NRC Editor. Global change ecosystems research. Washington, D. C.: The National Academies Press. p. 8-10.

Nieto-Oliveros MJ. 2004. Estudio morfodinámico del delta del río Atrato, Golfo de Urabá, a partir decartografía histórica y percepción remota. [Tesis de Pregrado en Geología]. [Bogotá]: Universidad Nacional de Colombia. p. 121.

Nieto-Oliveros MJ. 2011. El nuevo delta del río Turbo: colonización, cambio de paisaje y dinámica Costera en el Urabá Antioqueño. [Tesis de Maestría en Geografía]. [Bogotá]: Universidad de los Andes. p. 103.

Osorio AF, Molina LG, Osorio JD. 2010a. Caracterización hidrodinámica del oleaje local (SEA) y de fondo (SWELL) en el golfo de Urabá. En: Blanco JF, Londoño MH, Quan-Young L, Urrego L, Polanía J, Osorio A, Bernal G, Correa I. Expedición Estuarina, Golfo de Urabá, Fase 1. Expedición Antioquia 2013. Medellín (Colombia): Gobernación de Antioquia-Universidad de Antioquia-Universidad Nacional de Colombia-Universidad EAFIT. Informe Final. p. 304.

Osorio AF, Gómez A, Molina L, Álvarez O, Osorio J. 2010b. Bases metodológicas para caracterizar el oleaje local (SEA) y de fondo (SWELL) en el golfo de Urabá. En: Memorias del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este, Uruguay, Nov. 2010. Fecha de acceso: 25 de mayo de 2014. Disponible en: <http://www.bdigital.unal.edu.co/4621>.

Parkinson RW, DeLaune RD, White JR. 1994. Holocene sea-level rise and the fate of mangrove forests within the Wider Caribbean region. Journal of Coastal Research, 10: 1077-1086.

Polidoro BA, Carpenter KE, Collins L, Duke NC, Ellison AM. 2010. The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. PLoS One 5, e10095. Fecha de acceso: 10 de junio de 2014. Disponible en: <http://doi:10.1371/journal.pone.0010095>.

Ramírez-Sosa CD, Orrego-Suaza SA. 2011. Modelación económica con información espacialmente explícita de la deforestación en Urabá, Colombia, 1980-2000. Semestre Económico (Universidad de Medellín), 14 (29): 31-51.

Restrepo JC, Otero L, Casas AC, Henao A, Gutiérrez J. 2012. Shoreline changes between 1954 and 2007 in the marine protected area of the Rosario Island Archipelago (Caribbean of Colombia). Ocean and Coastal Management, 69: 133-142.

Restrepo JD, editor. 2005. Los sedimentos del río Magdalena: reflejo de la crisis ambiental. Medellín, Colombia: Fondo Editorial Universidad EAFIT. p. 270.

Restrepo JD. 2008. Applicability of LOICZ catchment-coast continuum in a major Caribbean basin: The Magdalena River, Colombia. Estuarine and Coastal Shelf Science, 77: 214-229.

Restrepo JD, López SA. 2008. Morfodinámica de los deltas de Colombia. En: Restrepo JD, editor. Deltas de Colombia: Morfodinámica y vulnerabilidad ante el cambio global. Medellín, Colombia: Fondo editorial Universidad EAFIT. p. 75-100.

Rivera-Monroy V, Twilley R, Mancera E, Alcántara-E A, Castañeda-M E, Casas-M O, Reyes P, Restrepo J, Perdomo L, Campos E, Cotes G, Viloria E. 2006. Aventuras y desventuras en Macondo: rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Ecotropicos, 19 (2): 72-93.

Ruíz H. 2013. Dinámica de la vegetación de ecosistemas de manglar en el Golfo de Urabá (Caribe Colombiano) entre 1975 y 2009. [Tesis de Maestría en Bosques y Conservación]. [Medellín]: Universidad Nacional de Colombia. p. 39.

Ruíz-Ochoa M, Bernal G, Polanía J. 2008. Influencia del río Sinú y el mar Caribe en el sistema lagunar de Cispatá. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 37: 29-49.

Sánchez-Alférez AS, Álvarez-León R, Godoy-Bueno-Carvahlo-López S, Pinzón-Florián OP. 2009. Aspectos fitosanitarios de los manglares del Urabá antioqueño, Caribe colombiano. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 4 (3): 339-346.

Sánchez-Páez H, Álvarez-León R, Pinto-Nolla F, Sánchez-Alférez AS, Pino-Rengifo JC, García-Hansen I, Acosta-Peñaloza MT. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. Proyecto. PD 171/91 Rev.2 (F) Fase I. Bogotá D.C., Colombia: MinAmbiente - OIMT. p. 511.

Sandoval LA. 2013. Efecto de la sedimentación sobre la ictiofauna en el delta del río Turbo (golfo de Urabá, Caribe colombiano). [Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales]. [Medellín]: Universidad de Antioquia. p. 121.

Sandoval LA, Leal J, Taborda A. 2014. Spatial distribution and abundance of the giant tiger prawn, *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798), in the Gulf of Urabá (Caribbean), Colombia, South America. BioInvasions Records, 3 (3): 169-173.

Sandoval LA, Leal J, Blanco JF, Taborda A. 2015. Hábitos alimenticios y aspectos del uso del hábitat por el chivo cabezón *Ariopsis* sp. (aff. *assimilis*) (Siluriformes: Ariidae), en una laguna costera neotropical (Ecorregión Darién, Colombia). Actualidades Biológicas, 37: 55-66.

Simard M, Rivera-Monroy VH, Mancera-Pineda J, Castañeda-Moya E, Twilley RR. 2008. A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICEsat/GLAS waveforms and field data: Application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Remote Sensing of the Environment, 112: 2131-2144.

Taborda A. 2008. Cambios de la cobertura del suelo en la cuenca baja del río Turbo 1960 y 2007, departamento de Antioquia, golfo de Urabá, Caribe colombiano. Apartado (Colombia). Corporación para el Desarrollo Sostenible de Urabá (CORPOURABA). Informe técnico. p. 64.

Taborda A. 2013. Sedimentación en manglares: Causas y consecuencias en un microdelta del golfo de Urabá, Caribe colombiano. [Tesis de Doctorado en Ciencias del Mar y Biología Aplicada]. [Alicante, España]: Universidad de Alicante. p. 244.

Urrego LE, Molina EC, Suárez JA, Ruiz H, Polanía J. 2010. Distribución, composición y estructura de los manglares del golfo de Urabá. En: Blanco JF, Londoño MH, Quan-Young L, Urrego L, Polanía J, Osorio A, Bernal G, Correa I. Expedición Estuarina, Golfo de Urabá, Fase 1. Expedición Antioquia 2013. Medellín (Colombia): Gobernación de Antioquia-Universidad de Antioquia-Universidad Nacional de Colombia-Universidad EAFIT. Informe Final. p. 304.

Urrego LE, Bernal G, Polanía J. 2009. Comparison of pollen distribution patterns in surface sediments of a Colombian Caribbean mangrove with geomorphology and vegetation. Review in Palaeobotany and Palynology, 156: 358-375.

Urrego LE, Correa-Metrio A, González C, Castaño AR, Yokoyama Y. 2013. Contrasting responses of two mangroves to sea-level in the Guajira Peninsula (Colombian Caribbean). Palaeogeography, Palaeoclimatology and Palaeoecology, 370: 92-102.

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.

Vernette G, Correa ID, Bernal G. 2012. Introducción a los cambios del nivel del mar y sus consecuencias sobre la zona costera. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. p. 171.

Woodroffe CD, Grindrod J. 1991. Mangrove biogeography: the role of Quaternary environmental and sea-level change. Journal of Biogeography, 18: 479-492.