

Research Article

El colapso ambiental en el río Patía, Colombia: variaciones morfológicas y alteraciones en los ecosistemas de manglar

Adriana S. Parra¹ & Juan D. Restrepo Ángel²

¹Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa
Programa de Maestría en Ciencias de la Tierra, Universidad Escuela de Administración
Finanzas e Instituto Tecnológico (EAFIT), A.A. 3300, Medellín, Colombia

²Departamento de Geología, Escuela de Administración, Finanzas e Instituto Tecnológico (EAFIT)
A.A. 3300, Medellín, Colombia

RESUMEN. El delta del Patía ha experimentado grandes variaciones morfológicas en las últimas cuatro décadas debido a presiones antrópicas. El transvase del río Patía al río Sanquianga, debido a la construcción del canal Naranjo en 1973, y la posterior formación del brazo Patianga, han derivado en complejas problemáticas ambientales que se evidencian en la reactivación del lóbulo norte del delta y el abandono de la anterior desembocadura en el lóbulo sur. En este artículo se analizan las principales alteraciones que se presentan en el delta del Patía como producto del desvío del río y las consecuentes variaciones en el aporte fluvial y de sedimentos. Estas alteraciones se reflejan en: (1) cambios drásticos en la línea de costa, con tasas de erosión de hasta 70 m año⁻¹; (2) dulcificación de los estuarios del lóbulo norte del delta, cambio hidrológico que ha ocasionado la migración de la zona alta estuarina (salinidad <1) 15 km aguas abajo; y (3) alteraciones en la cobertura vegetal del Parque Nacional Natural Sanquianga, con incrementos en la vegetación de agua dulce de hasta 42%, y disminución en la cobertura de manglar de hasta 31% en un período de 15 años. Las condiciones actuales del delta del Patía son ejemplo de la importancia de las actividades humanas como agentes de cambio dentro de la evolución de los sistemas deltaicos, y revelan la necesidad de profundizar el estudio de este delta para establecer estrategias adecuadas de manejo y conservación.

Palabras clave: río Patía, río Sanquianga, deltas tropicales, erosión costera, manglares, Pacífico colombiano.

The environmental collapse in the Patía River, Colombia: morphological variations and impacts on mangrove ecosystems

ABSTRACT. The Patía River delta has experienced major morphological variations in the last four decades due to anthropogenic pressures. The diversion of the Patía River to the Sanquianga River as a result of the construction of the Canal Naranjo in 1973, and the former development of the Patianga River, has generated complex environmental issues that are evidenced by the reactivation of the northern delta lobe and the abandonment of the previous river mouth in the southern lobe. This paper analyzes the main alterations taking place in the Patía delta as a result of the river diversion and the consequent variations in the water and sediment discharge. This alterations are reflected in: (1) drastic changes in coastline, with erosion rates up to 70 m y⁻¹; (2) freshening conditions in the Sanguianga distributary channel, a hydrologic change that has shifted the upper estuarine region (salinity <1) 15 km downstream; and (3) alterations in the Sanquianga National Park land cover with increase in freshwater vegetation up to 42%, and decrease in mangrove cover up to 31% for a 15 years period. The current conditions of the Patía River delta are a clear example of the importance of human activities as change agents in the evolution of deltaic systems, and also reveal the need of deepen in the studies of this delta and establish appropriate management and conservation strategies.

Keywords: Patía River, Sanquianga River, tropical deltas, coastal erosion, mangrove, Colombian Pacific

INTRODUCCIÓN

Las intervenciones de origen humano sobre los flujos terrestres de agua y sedimentos son en la actualidad un factor relevante dentro de la evolución de los sistemas deltaicos y generan cambios significativos en cortos períodos de tiempo. La alteración de los cursos fluviales, así como las variaciones en los aportes fluviales de agua, sedimentos y nutrientes, son algunos de los cambios introducidos por las actividades humanas que tienen repercusiones sobre las zonas costeras (Vörösmarty & Sahagian, 2000; Wolanski & Spagnol, 2000; Syvitski *et al.*, 2005). El deterioro de la dinámica natural de los deltas implica, además de graves impactos ambientales, serias problemáticas socio-económicas ligadas al detrimento de los ecosistemas costeros y a la disminución del recurso pesquero, entre otros servicios directos e indirectos de que hace uso la población (Overeem & Syvitski, 2009).

Los efectos de las presiones antrópicas sobre la dinámica natural de los sistemas deltaicos se observan en las zonas costeras de todo el mundo. En deltas como el Mississippi, Ebro o Nilo, la progresiva regulación de la descarga de los ríos mediante el establecimiento de represas se ha traducido en procesos destructivos de la línea de costa y la consecuente pérdida de terrenos altamente productivos debido al déficit de sedimentos fluviales (Coleman *et al.*, 1998; Sánchez-Arcilla *et al.*, 1998; Stanley & Warne, 1998). En el caso contrario, el aumento en la producción de sedimentos al interior de las cuencas debido a la deforestación, adecuación de terrenos para actividades agropecuarias, extracción minera e industrialización, se reflejan en procesos acelerados de progradación de la zona litoral y en el deterioro de los ecosistemas costeros, debido al incremento de nutrientes y turbidez de aguas estuarinas y costeras. Ejemplos de deltas a nivel mundial con estas características son los ríos Amarillo, Fly y Magdalena (Yang *et al.*, 1999; Wolanski & Spagnol, 2000; Restrepo *et al.*, 2006).

En el delta del río Patía, costa del Pacífico colombiano (Fig. 1), las principales problemáticas ambientales se derivan de la captura inducida del caudal del río Patía por el río Sanquianga mediante el canal Naranjo. La construcción de este canal artificial en 1973 por la sociedad Maderas Naranjo, permitió facilitar el transporte de madera desde el río Patía hasta el río Satinga. El pequeño canal de 1,5 m de ancho por 1,2 m de profundidad y 1,3 km de largo (Castillo, 1995) comenzó a ampliarse debido a las continuas crecientes del río Patía hasta alcanzar un ancho de más de 400 m en la actualidad. Los cambios

hidráulicos del río Patía y la formación del nuevo brazo Patianga han originado graves problemáticas ambientales como procesos acelerados de erosión y sedimentación en la línea de costa y en los cauces, cambios en la salinidad de los distributarios del delta, y alteraciones en los ecosistemas estuarinos y de manglar.

Los impactos que el cambio de curso del río Patía ha generado sobre los ecosistemas de manglar, son de especial interés para la zona norte del delta debido a la presencia del Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS), la mayor reserva de manglares del Pacífico norte sudamericano (Fig. 1). En esta región litoral, con un área de 800 km², se encuentra aproximadamente el 20% de los manglares del Pacífico colombiano y habitan *ca.* 8000 personas que dependen de los recursos que ofrecen estos ecosistemas (UAESPNN, 2005). Los efectos del transvase se evidencian principalmente en cambios en la composición y distribución de las coberturas de manglar y en la colonización de especies de agua dulce debido a la disminución de la salinidad en la zona norte del delta (Restrepo & Cantera, 2011).

A los problemas descritos anteriormente, se suma la falta de documentación completa y de mediciones cuantitativas de los cambios que ha presentado el sistema deltaico, y también, la carencia de información acerca de los factores físicos y sociales que interactúan en el delta. De los estudios y trabajos que se han realizado sobre este sistema (Gómez, 1986; Moreno, 2003; FUNDEPÚBLICO, 1994; IDEAM, 1996, 1997; MINAMBIENTE, 1996), no todos están disponibles para el público en general y los que se encuentran disponibles no documentan de manera clara la magnitud de los impactos ambientales derivados del canal Naranjo (Defensoría del Pueblo, 2009). Esto dificulta establecer el alcance real de los efectos que se presentan en la zona e impide desarrollar lineamientos y políticas de gestión adecuadas.

En este trabajo se presenta un diagnóstico de la situación ambiental del delta como producto del desvío del río Patía y una discusión preliminar de las repercusiones socio-económicas. El diagnóstico incluye: (1) la estimación de los cambios morfológicos de la línea de costa del delta mediante el cálculo de las tasas de erosión y acreción para el período 1986-2008; (2) el análisis de la distribución longitudinal de la salinidad en los estuarios del lóbulo norte del delta, región de la reserva de manglares PNNS; y (3) el cálculo de los cambios en la cobertura vegetal del PNNS con énfasis en las alteraciones del ecosistema de manglar, y en los procesos de sedimentación y cierre de canales.

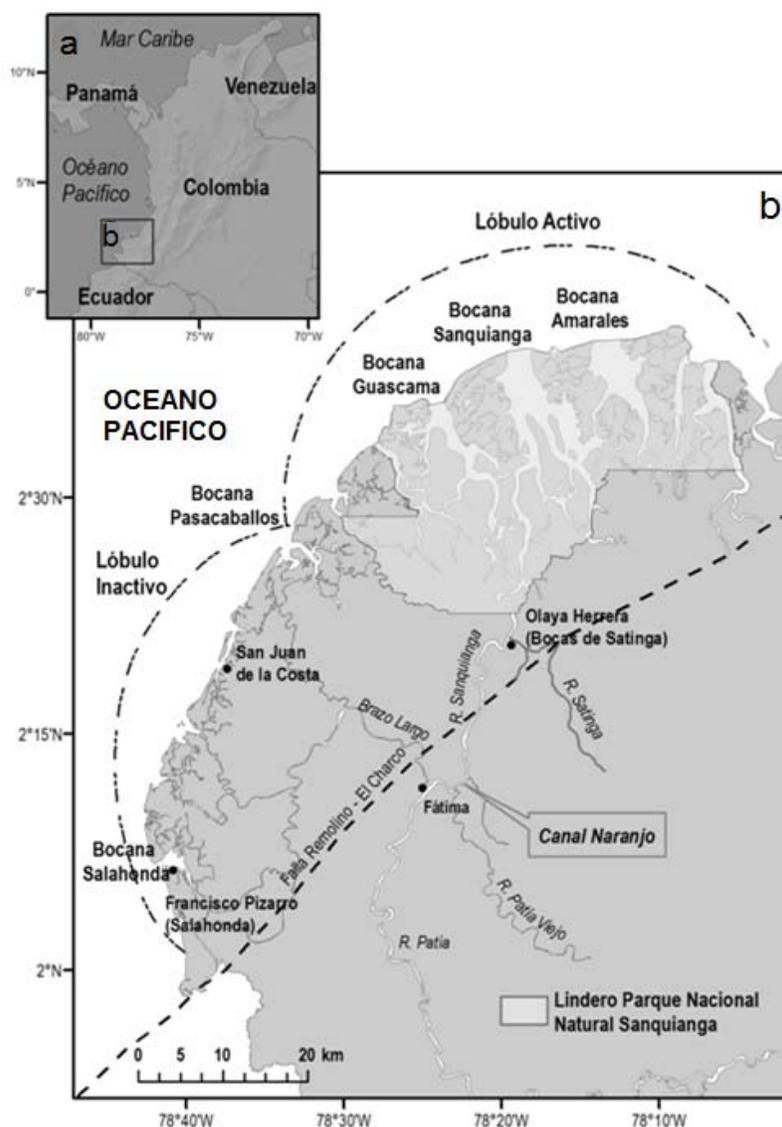


Figura 1. a) Ubicación del delta del río Patía en la costa Pacífica de Colombia, b) sectorización del delta en los lóbulos activo e inactivo y localización del sistema de falla Remolino-El Charco.

El delta del río Patía

Ubicado al suroccidente de Colombia, el delta del río Patía (Fig.1) abarca una franja litoral de más de 120 km y se extiende en una amplia llanura aluvial con un área emergente de aproximadamente 1700 km² (Restrepo & Cantera, 2011). El río Patía tiene una longitud de 415 km y cuenta con un área de drenaje de 23700 km² (Restrepo & López, 2008b), que contiene más de 1000 cursos de agua que drenan la cordillera occidental de los Andes y parte de la central. En su desembocadura, el río Patía descarga un caudal de 1320 m³ s⁻¹ y una carga de sedimentos de 27 Mton año⁻¹ para una producción de sedimentos de 1500 ton km⁻² año⁻¹, la tasa de erosión más alta de cualquier río

drenando el margen occidental de sudamérica (Restrepo & Cantera, 2011).

Al igual que en el resto de la región del Pacífico colombiano, el clima en el delta del Patía se caracteriza por altos valores de temperatura, precipitación y humedad. El promedio anual de precipitación oscila entre 3500 y 6500 mm, siendo las temporadas lluviosas entre abril-junio y septiembre-noviembre y las menos lluviosas en diciembre-marzo y julio-agosto. La temperatura promedio en la zona es de 26°C y la humedad relativa promedio anual entre 80 y 90% (Eslava, 1993; Del Valle-Arango, 1994).

El régimen mareal en el delta es de tipo semidiurno puro y rango mesomareal con amplitudes entre 2,6 y 3

m. El oleaje presenta condiciones intermedias de energía, con olas dominantes del tipo swell provenientes en su mayoría del suroeste, con alturas promedio de 1,4 m y períodos de 6 s (Restrepo & López, 2008a). Los vientos dominantes son de dirección suroeste y noroeste con una velocidad promedio de $2,5 \text{ m s}^{-1}$ (UAESPNN, 2005).

Localizado en una zona de alta actividad tectónica, debido a la triple colisión de las placas Nazca, Cocos y Suramérica, este sistema deltaico está expuesto a la ocurrencia de movimientos tectónicos y fenómenos relacionados como tsunamis, licuación de suelos y subsidencia (INGEOMINAS e IGAC, 2008). El último terremoto de gran magnitud registrado en el litoral pacífico colombiano, ocurrido en 1979 al suroeste de la costa de Tumaco (Fig. 1), generó un tsunami que destruyó seis caseríos y afectó todo el frente deltaico del Patía. Tasas de subsidencia de hasta 1,6 m se registraron en el litoral del delta después del tsunami (Herd *et al.*, 1981). Además de los eventos sísmicos, el área del delta también se encuentra afectada por varios sistemas de fallas activas que ejercen control estructural sobre el litoral y modelan su evolución. El principal sistema de fallas es Remolino-El Charco, con dirección NE-SW paralelo a la línea de costa (Fig.1) (Gómez, 1986).

Evolución del delta del Patía

La evolución del delta del río Patía ha estado marcada por un alto dinamismo producto de diversos procesos tectónicos, marinos y fluviales. En la formación del delta se destacan dos períodos donde se generaron gran parte de sus características geomorfológicas actuales. En el Pleistoceno tardío (Fig. 2a), el río Patía drenaba hacia el norte, formando un lóbulo paralelo a la cordillera occidental, siendo sus distributarios los actuales ríos Tapaje, Satinga, Sanquianga y La Tola. De igual forma, el río Telembí y los ríos Iscuandé y Guapi construían lóbulos al sur y al norte del río Patía, respectivamente. El lóbulo formado por el río Patía en este período es denominado delta antiguo (Gómez, 1986) y se caracteriza por canales de marea amplios y varios remanentes de cordones litorales sucesivos que demuestran un alto nivel de progradación (Gómez, 1986; Moreno, 2003).

En el Holoceno temprano, los levantamientos finales de la cordillera Occidental reactivaron la tectónica de la zona a través de la falla de Remolino-El Charco. Los movimientos estructurales obligaron al río Patía a migrar progresivamente hacia el sur dejando en el trayecto cauces abandonados y lagunas. Durante el mismo período, el levantamiento de la serranía de Guandipa ejerció un control estructural en el suroriente del río Telembí, obligándolo a fluir hacia

el norte y a labrar su cauce a través de las rocas sedimentarias de la serranía. En el Holoceno tardío (Fig. 2b), el río Patía es finalmente capturado por el río Telembí en el sector de Fátima, y ambos ríos fluyen hacia el oeste a través de la serranía y forman el lóbulo de Salahonda (Fig. 2a). Este lóbulo deltaico, denominado delta reciente (Gómez, 1986), se caracteriza por tener canales estrechos y un solo frente de cordones litorales (Gómez, 1986; Moreno, 2003).

La evolución del delta del Patía en el Holoceno tardío ha estado caracterizada por la actividad tectónica en una zona litoral inestable, con procesos co-sísmicos de subsidencia y levantamiento de la franja costera. Un análisis sobre la reconstrucción del desarrollo de la cuenca del Patía al norte del delta, junto con los cambios vegetacionales, estudios basados en registros de polen, diatomeas y características sedimentarias (Vélez *et al.*, 2001), sugieren que: (1) el lóbulo norte del delta está influenciado por la actividad fluvial entre 3850 y 2700 años AP; (2) después del anterior período, el delta está más aislado de los aportes fluviales y solo algunos pulsos fluviales interrumpidos se presentan entre 2010 y 1430 años AP; (3) en esta época, los manglares se desarrollan más desde la franja litoral hacia las partes lagunares aguas arriba; (4) entre los años 1430 y 810 AP se registra un avance de la franja litoral hacia el mar, debido posiblemente a un levantamiento estructural de origen tectónico; (5) entre 810 y 580 años AP, el polen de manglar disminuye considerablemente y la costa evidencia un retroceso que sugiere eventos de subsidencia tectónica; y (6) para el período entre los años 580 y 300 AP, no se registran más períodos fluviales y la franja de manglar avanza de nuevo hacia el litoral, sugiriendo procesos de levantamiento tectónico; evidencia de polen de árboles como *Cecropia* indican el inicio de actividades humanas en el delta desde hace 300 años aproximadamente. Esta evaluación del desarrollo del Patía en el Holoceno reciente muestra la alternancia de procesos constructivos y destructivos de origen tectónico en la configuración del delta, los cuales se han visto interrumpidos y modificados por el desvío de origen antrópico del río Patía hace 39 años.

Actualmente, el delta se encuentra en un nuevo período de desarrollo debido a la construcción del canal Naranjo y al transvase del caudal del río Patía por su antiguo cauce, el río Sanquianga (Fig.2d). El cambio en la dirección del flujo se vio favorecido por el desnivel existente entre los dos ríos, el cual permitía, en épocas de creciente, que el río Patía se desbordara y parte de su caudal fluyera por el río Sanquianga. Esta nueva configuración del río Patía ha permitido la reactivación del delta antiguo, el cual se

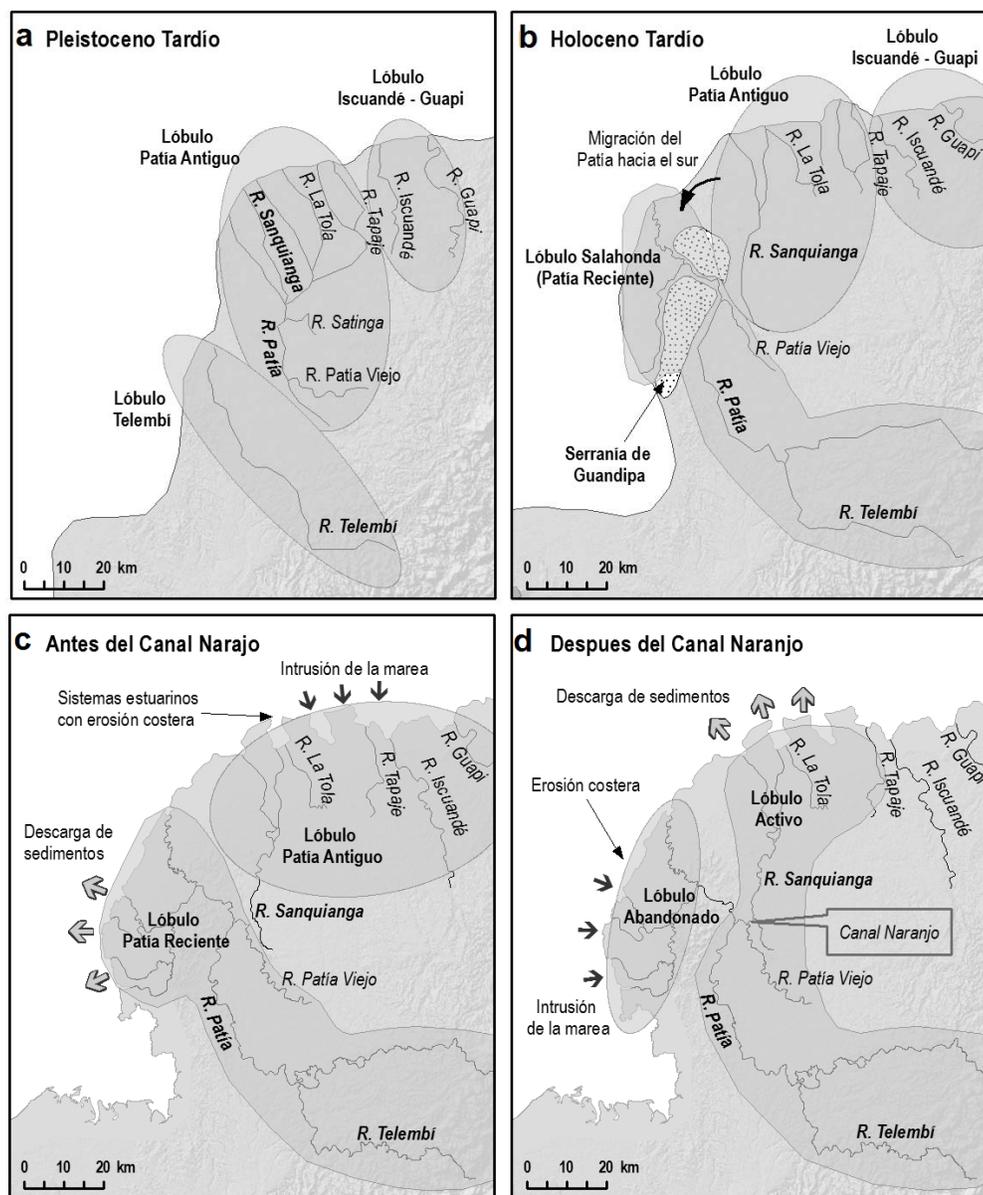


Figura 2. Aspectos generales de la evolución del delta del río Patía desde el Pleistoceno tardío. a) Lóbulo antiguo del delta del Patía durante el Pleistoceno tardío, b) migración del río Patía hacia el sur por movimientos tectónicos y desarrollo del lóbulo reciente de Salahonda. (a-b) Análisis tomado de Gómez (1986) y Moreno (2003), c) desarrollo del delta antes de la construcción del canal Naranjo, d) alteraciones en la descarga fluvial a raíz del canal Naranjo con la consecuente reactivación del lóbulo antiguo y abandono del reciente.

denomina en la actualidad lóbulo norte o activo. Este se extiende desde la bocana Amarales hasta la bocana Pasacaballos (Fig.1b). Por otra parte, el delta reciente, llamado actualmente lóbulo sur o inactivo, comprende el área entre la bocana Pasacaballos y la bocana Salahonda (Fig.1b). El cambio en las condiciones hidráulicas del río Patía ha generado problemáticas de tipo ambiental, económico y social con efectos opuestos en los lóbulos del delta. Los principales

impactos se derivan de procesos acelerados de erosión y sedimentación en la línea de costa y en los cauces.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se emplearon diversas fuentes de información para construir la base de datos del delta, la cual abarca aspectos geofísicos, ecológicos y socio-económicos del área de estudio. Los datos espaciales y alfanu-

méricos recopilados se manejaron mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) para facilitar su almacenamiento, integración y posterior análisis.

La cartografía base y temática utilizada se obtuvo de distintas instituciones y comprende: mapas del Instituto Geográfico Agustín Codazzi a escala 1:100000 del año 1990 para toda el área del delta y a escala 1:25000 de 1988 correspondientes a la zona norte del delta; mapas topográficos base de los servicios en línea ESRI (ArcGis Online Map Services) (ESRI, 2009); cartografía base y temática del Parque Nacional Natural Sanquianga de la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales; y cartografía base y temática del Sistema de Información Geográfica para la Planeación y el Ordenamiento Territorial del Instituto Geográfico Agustín Codazzi.

Para la evaluación multitemporal de las variaciones morfológicas en el delta del río Patía se emplearon, junto con la cartografía, imágenes satelitales Landsat TM y ETM+ de 30 m de resolución espacial del Global Land Cover Facility de la Universidad de Maryland y del Servicio Geológico de Estados Unidos de distintas fechas entre 1986 y 2001, imágenes ASTER de la colección TerraLook de 15 m de resolución para los años 2007 y 2008 del Servicio Geológico de Estados Unidos y fotografías aéreas de 1962 (escala 1:60000) y 1983 (escala 1:40000) del Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Adicionalmente, se realizaron inspecciones en campo de levantamiento de puntos GPS para zonas de interés y de registro fotográfico de las diferentes coberturas vegetales encontradas en el PNNS y del estado de la línea de costa en algunas zonas del delta.

Toda la cartografía disponible fue transformada a un mismo sistema de coordenadas geográficas (World Geodetic System 1984), para ser empleada como punto de partida para la georreferenciación de los demás datos espaciales. El pre-procesamiento de las imágenes satelitales incluyó: corrección geométrica, mejoramiento, evaluación de estadísticos básicos, composiciones de distintas bandas, generación de máscaras y delimitación de regiones de interés.

Cálculo de tasas de erosión y acreción litoral

Para calcular las tasas de erosión y acreción costeras se generaron mosaicos de las imágenes satelitales y se digitalizó la línea de costa. Los montajes se elaboraron teniendo en cuenta el porcentaje de nubosidad, el estado de la marea (bajamar) y las fechas de las imágenes. De esta manera se obtuvo cuatro mosaicos correspondientes a las fechas de 1986, 1997-1998, 2001 y 2007-2008. Las imágenes empleadas para la digitalización de la línea de costa se georreferenciaron

mediante la cartografía IGAC 1:100000 la cual cubre la totalidad del área de estudio. El registro de las imágenes Landsat se hizo mediante la rectificación imagen a mapa de las escenas del 10 de mayo de 1986 por ser las que mejor coincidían con la cartografía 1:100000. A partir de estas imágenes se registraron, de imagen a imagen, las demás fechas procurando siempre que el error de la raíz cuadrada media (RMS) no sobrepasara medio píxel (15 m). Por otra parte, las imágenes ASTER se ajustaron adecuadamente a la cartografía y por lo tanto, no se georreferenciaron para evitar distorsiones.

Para delimitar la línea de costa se empleó como indicador de la posición real del borde costero la línea de vegetación, ya que este indicador biológico se ve menos afectado por las variaciones a corto plazo ocasionadas por las condiciones de marea y del nivel relativo del mar de la costa pacífica (Morton & Speed, 1998). A pesar que pueden existir desigualdades entre la posición del borde de vegetación y la línea de costa, debido a que la vegetación responde a diversas condiciones ambientales (Morton & Speed, 1998), este indicador es práctico, considerando la información disponible para el área de estudio, así como las restricciones en el trabajo de campo, ya que el borde de vegetación se registra consistentemente a lo largo del delta y es posible identificarlo a partir de las imágenes satelitales (Pajak & Leatherman, 2002).

Para facilitar la identificación de la línea de vegetación y disminuir los errores durante la digitalización, se emplearon composiciones en falso color (RGB) 752 y se calculó el índice de vegetación de diferencia normalizada (Normalized Difference Vegetation Index - NDVI) para los mosaicos de imágenes Landsat TM y ETM+. Las imágenes Aster del 2007 y 2008 son distribuidas por el USGS en formato JPG y solo cuentan con las bandas 1, 2 y 3 por lo cual se debió hacer la identificación de la línea de vegetación sólo con la composición en color verdadero (RGB) 321.

Para evaluar el cambio en la línea de costa se empleó el programa Digital Shoreline Analysis System (DSAS) (Thieler *et al.*, 2009), que calcula las tasas de erosión y acreción (End Point Rate-EPR) al medir la distancia, en sentido perpendicular, entre líneas de distintas fechas y luego dividirla entre los años transcurridos. En este estudio las líneas base se trazaron siguiendo la forma de la línea de costa tierra adentro y la distancia entre transectos se estableció en 100 m.

La evaluación de exactitud de los resultados se hizo teniendo en cuenta dos fuentes principales de error que generan incertidumbre en la posición real de las líneas de costa: la georreferenciación de las imá-

genes y la digitalización de la línea de vegetación. El error de georreferenciación (E_g) se deriva del error de la raíz cuadrada media (RMS) obtenido durante la corrección geométrica de las imágenes, mientras que el error de digitalización (E_d) se estimó a partir de valores de otros estudios referenciados por Moore (2000). Siguiendo la metodología descrita por Hapke *et al.* (2006), el error total en la posición de las líneas de costa (E_{lc}) se calculó mediante la raíz cuadrada de la suma de los cuadrados de los errores (Ecuación 1).

$$E_{lc} = \sqrt{E_g^2 + E_d^2} \quad (1)$$

Distribución longitudinal de la salinidad en los estuarios del lóbulo activo del delta

Las observaciones de variación longitudinal de la salinidad para establecer el límite de incursión salina a lo largo de los estuarios del lóbulo deltaico activo en la región norte, se llevaron a cabo en los tres principales canales: Sanquianga, Guascama y Amarales. Para comparar esta distribución salina con los estuarios del lóbulo sur inactivo, también se realizaron perfiles en el canal del estuario Pasacaballos (Fig. 1b).

Se efectuaron muestreos longitudinales a lo largo del eje principal de cada canal distributivo, desde la boca estuarina hacia el ápice del delta, en estaciones secuenciales para la toma de perfiles verticales de salinidad. El propósito fue lograr una caracterización cuasi-sinóptica de la incursión de salinidad a través de cada sistema distributivo. Estas medidas se efectuaron usando un perfilador CTD YSI-Cast Away en tres comisiones de campo durante noviembre 2010 y febrero-mayo 2011. Las mediciones se iniciaron el primer y segundo día de mareas “Spring Tides”. Las amplitudes estuvieron entre 2,9 y 3,0 m, con valores dentro del promedio del rango mesomareal del delta del Patía.

El protocolo fue el mismo para todos los muestreos y consistió en la realización de perfiles longitudinales estuario arriba, los cuales se iniciaron en la boca de cada sistema una hora antes de marea alta y consecuentemente terminaron unas 1,5 h en la parte superior de cada distributivo. Con el fin de comprobar los límites máximos de intrusión salina en cada estuario, se realizaron cuatro muestreos adicionales en terreno de un proyecto alterno entre WWF y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, durante junio-julio y septiembre-noviembre de 2012.

Clasificación de coberturas vegetales

El análisis de cambio de la cobertura vegetal del PNNS se realizó a partir de imágenes satelitales del 10

de mayo y 23 de marzo de 1986 y del 10 de abril de 2001. Para el año 1986 se emplearon dos imágenes debido a que no se encontró una sola con toda el área del parque despejada. Las imágenes satelitales fueron recortadas teniendo en cuenta el lindero del PNN Sanquianga y posteriormente, se georreferenciaron usando la cartografía IGAC 1:25000. Este proceso se realizó mediante la rectificación imagen a mapa de la escena del 10 de mayo de 1986 por ser de una fecha cercana a la cartografía y por tener mayor número de puntos de control. A partir de esta imagen se registraron, de imagen a imagen, las demás fechas disponibles para la zona del parque, procurando siempre que el error de la raíz cuadrada media (RMS) no sobrepasara medio píxel (15 m).

El método usado para el análisis de cambio de las coberturas fue el de comparación post-clasificación, mediante el cual se evaluaron los cambios en las coberturas luego de que cada una de las imágenes fue clasificada de manera independiente. De esta manera, es posible trabajar con datos de dos sensores diferentes (Landsat TM y ETM+), y no es necesario realizar la normalización radiométrica de las imágenes (Armenakis *et al.*, 2003; Jensen, 2005). El esquema de clasificación empleado fue el Corine Land Cover (CLC), adaptado para Colombia, para la producción de cartografía escala 1:100000 de cobertura y uso del suelo (IDEAM, 2010).

El proceso de clasificación fue el mismo para las tres imágenes y los datos de entrada fueron las bandas espectrales a excepción de las térmicas y la pancromática. Inicialmente se realizó una clasificación no supervisada empleando el método ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique), y para facilitar el proceso de agrupación del algoritmo, se aplicaron a cada una de las imágenes máscaras para el agua y nubes, las cuales se establecieron a partir de la banda 5 (rango de datos de 0 a 18 ND) y la banda 2 (rango de datos de 0 a 60 ND) respectivamente. El resultado fue la clasificación de seis tipos de coberturas que se identificaron empleando fotografías aéreas de 1983 para las escenas de 1986 y con verificación en campo para la imagen de 2001. Para las seis coberturas establecidas, se delimitaron áreas de entrenamiento a partir de las cuales se realizó una clasificación supervisada empleando la metodología de máxima similitud. Para evaluar cualitativamente la exactitud de los resultados, estos fueron nuevamente confrontados con fotografías aéreas y revisión en campo. A partir de esta revisión se estableció de manera general, la correspondencia entre las coberturas a partir de la clasificación y su distribución real.

RESULTADOS

Variaciones morfológicas en el delta del río Patía

Para el litoral Pacífico, los principales factores que generan variaciones en la línea de costa son los niveles de energía mareal y oleaje, subsidencia cosísmica de los suelos deltaicos, aumentos temporales del nivel del mar ocasionados por los eventos El Niño y la Oscilación del Sur (ENOS) y las alteraciones antrópicas de la descarga de sedimentos en la zona costera (González *et al.*, 2002; Restrepo, 2008). En el delta del Patía, la desviación de los sedimentos ocasionada por el canal Naranjo se ha convertido en uno de los principales agentes de cambio en la evolución de la línea de costa. Al incrementarse el aporte de sedimentos en el lóbulo norte, la respuesta esperada es la acreción de la línea de costa, mientras que en el caso contrario, lóbulo sur, se espera retroceso de la línea frontal del delta por la disminución de los sedimentos fluviales.

Las tasas de erosión y acreción calculadas para toda la línea de costa del delta del Patía ejemplifican los principales cambios morfológicos en los sectores norte y sur para los tres períodos de análisis 1986-1998, 1998-2001 y 2001-2008. A partir de los promedios de las tasas de cambio y del porcentaje de transectos en erosión, acreción o equilibrio (Tabla 1, Fig. 3), es posible establecer a grandes rasgos el comportamiento de los lóbulos deltaicos. En la zona norte se observa que para el período 1986-1998, la tasa de cambio es negativa con la mayoría de los transectos presentando erosión. Esto concuerda con el proceso de retroceso documentado por Martínez *et al.* (1995), quienes registran un aporte insuficiente de arenas, lo que indica que el efecto del transvase del Patía al Sanquianga aún no era evidente en la zona costera. Para el período de 1998-2001, la tasa de retroceso de la línea de costa disminuye y se registra un mayor número de transectos en equilibrio. Este resultado se puede deber al aumento del aporte de sedimentos por el brazo Patianga (unión del río Patía con el Sanquianga a través del canal Naranjo, Fig. 1b) y al inicio de un proceso de progradación por procesos de depositación de sedimentos, como lo demuestra el aumento de los bancos de arena en las bocananas y la colmatación y cierre de esteros. Por último, entre 2001 y 2008, la línea de costa norte presenta una tasa positiva con la mayoría de los transectos en acreción, lo que se puede interpretar como la estabilización del lóbulo norte, donde nuevas zonas de bajos intermareales y playas han empezado a ser colonizadas por la vegetación, indicando condiciones de estabilidad del terreno.

El lóbulo sur presenta, entre 1986-1998, tasas de cambio negativas con la mayoría de los transectos en erosión, pero con valores mucho menores comparados con los de la zona norte. Este resultado concuerda con lo descrito por Martínez *et al.* (1995), quienes encuentran evidencia de erosión para la zona sur pero también formación activa de dunas debido al aporte de sedimentos litorales. Para el período 1998-2001 se registran tasas positivas con la mayoría de los transectos en equilibrio. Esta aparente progradación no se debe al avance de la línea de costa sino al alargamiento de las islas barreras y al proceso de cierre de las bocananas debido a la disminución del caudal por el brazo Patía. Para el período 2001-2008 se evidencia el retroceso de la línea de costa, con la mayoría de los transectos en estado de erosión y un mayor cierre de las bocananas con formación de bajos intermareales al frente de los canales de ingreso (Fig. 4).

En general, el frente deltaico de todo el sistema Patía-Sanquianga está en retroceso para el período 1986-1998. Este comportamiento erosivo se pudo deber al efecto post-tsunami 1979, cuando el sistema litoral del delta evidenció tasas de subsidencia de hasta 1,6 m a lo largo de una franja costera de 200 km (Herd *et al.*, 1981).

Los sectores de la línea de costa que evidenciaron los cambios más críticos muestran, las tendencias descritas anteriormente para cada lóbulo (Fig. 3). En la zona norte el retroceso de la costa alcanzó tasas máximas de hasta 40 m año⁻¹ (Fig. 3c), las cuales concuerdan con las observaciones realizadas en campo de turbas de manglar expuestas, restos de troncos y raíces de manglares en la zona intermareal y tramos desprovistos de cobertura por remoción de la vegetación (Fig. 5). La erosión de la línea de costa en este sector sería compensada en un futuro por aportes de sedimentos fluviales siempre que se mantengan las tasas de acreción registradas para el período 2001-2008, las cuales alcanzan, en algunos tramos, valores máximos de hasta 30 m año⁻¹ (Fig. 3d).

En el lóbulo sur, como se mencionó anteriormente, se presenta un retroceso del frente litoral y procesos de acreción cerca de las bocananas debido al cierre de los canales de acceso por disminución del caudal del brazo Patía. Las tasas máximas de retroceso en esta zona alcanzan 70 m año⁻¹ (Fig. 3g), siendo el evento más destacado el rompimiento de la isla barrera de San Juan. Esta isla barrera se vio afectada por los terremotos y posteriores tsunamis de 1906 y 1979, lo que obligó a la población a reubicarse al interior del estero detrás de la barra de arena donde se encontraba el caserío inicialmente. La ruptura definitiva de la isla ocurrió, al parecer en 1995, luego de lo cual parte de

Tabla 1. Tasas de cambio promedio de erosión y acreción litorales para los lóbulos norte y sur del delta del río Patía, durante los períodos analizados.

	1986-1998	1998-2001	2001-2008
Lóbulo norte			
Tasa de cambio promedio (m/año)	-4,76	-3,02	+1,78
Distancia de cambio promedio (m)	-57,59	-7,17	+13,39
Transectos erosión (%)	66,94%	30,90%	22,43%
Transectos acreción (%)	26,91%	10,47%	43,52%
Transectos equilibrio (%)	6,15%	58,64%	34,05%
Número total de transectos	602		
Lóbulo sur			
Tasa de cambio promedio (m/año)	-2,21	+4,81	-2,31
Distancia de cambio promedio (m)	-26,75	+13,59	-16,18
Transectos erosión (%)	60,15%	10,83%	52,22%
Transectos acreción (%)	35,20%	26,31%	6,38%
Transectos equilibrio (%)	4,64%	62,86%	41,39%
Número total de transectos	517		

la población se desplazó hacia otros caseríos. Las tasas de erosión, en el sitio de la ruptura, alcanzaron a 78,67 m año⁻¹ en el período 2001-2008 y el canal de apertura se amplió a más de 2 km (Fig. 4). Durante el mismo período, al norte de la isla barrera, se apreció el cierre de la bocana Guandipa debido a la formación y posterior vegetalización de barras de arena al frente de los canales de ingreso. Este mismo proceso se presentó en las demás bocanas del sector sur del delta, con colmatación de los canales y avance de la cuña salina. El proceso de abandono del lóbulo sur ha derivado en pérdida de terrenos de playa, cultivos y ecosistemas de manglar debido al retroceso de la línea de costa y a la salinización de los cursos de agua (Defensoría del Pueblo, 2009).

Evaluación de exactitud de las tasas de cambio

Al confrontar las tasas de cambio calculadas con las observaciones realizadas en campo, con los testimonios de los habitantes de la región y con estudios anteriores, se encuentra que los valores obtenidos reflejan adecuadamente los patrones de variación de la línea de costa para los períodos estudiados. Adicionalmente, a las apreciaciones cualitativas realizadas, se evaluó la exactitud de las tasas de cambio para establecer de manera cuantitativa, el nivel de error derivado de la incertidumbre en la posición de la línea de costa digitalizada para cada período.

Los valores de error obtenidos, a partir de la evaluación de exactitud, se presentan en la Tabla 2. El error promedio, para todos los períodos fue de ± 25 m, indicando que la distancia horizontal entre un punto

sobre una línea de costa digitalizada y su posición real está en un rango máximo de 25 m. Teniendo en cuenta que el error de la raíz cuadrada media para cualquier cartografía no puede ser mayor de 0,3 mm a la escala del mapa (resolución 64 de 1994 del Instituto Geográfico Agustín Codazzi), el error máximo permitido para los datos derivados de imágenes Landsat, cuya escala aproximada es de 1:100000 (López-Vizoso, 1986), sería de 30 m. Dado que los errores obtenidos no superan este valor y que las distancias de retroceso o acreción calculadas son, en general, mucho mayores que los errores totales encontrados, es posible concluir que las líneas de costa estimadas son aceptables y por lo tanto, las tasas de cambio establecidas a partir de estas son una buena aproximación a la realidad.

Impacto en los ecosistemas de manglar del Parque Nacional Sanquianga

El incremento del aporte fluvial de agua y sedimentos en el río Sanquianga ha generado alteraciones en las condiciones físicas y químicas del sistema estuarino del lóbulo norte del delta. Los procesos de sedimentación y cierre de canales, aumento de la turbidez por sólidos suspendidos, erosión de las bancas de los distributarios activos, disminución de la salinidad y variación en la concentración de nutrientes son algunos ejemplos de las modificaciones que se han presentado a raíz del canal Naranjo.

El efecto del transvase sobre los ecosistemas de manglar del PNNS se evidencia principalmente en los cambios en la composición y distribución de las

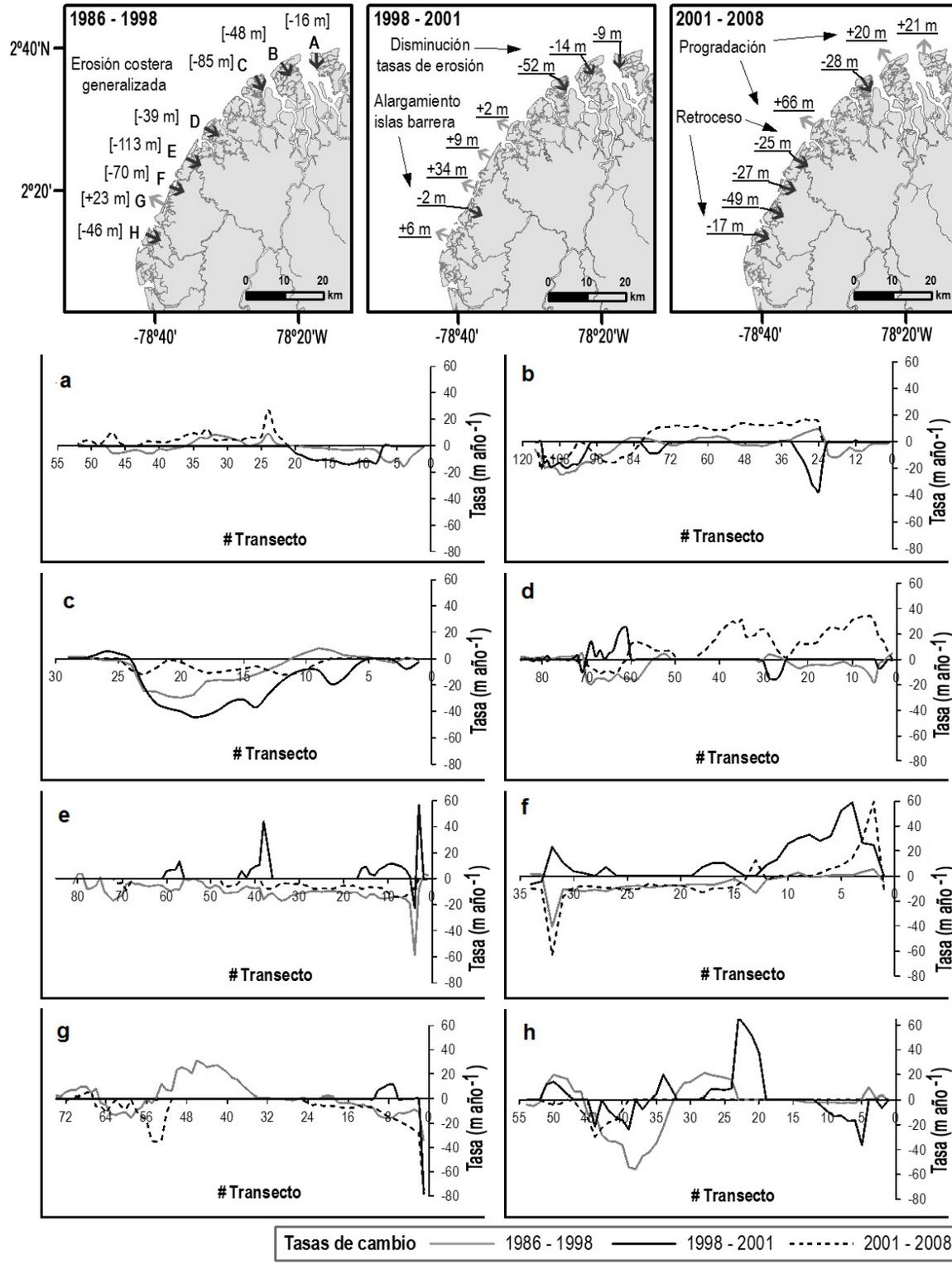


Figura 3. Puntos críticos de cambios de línea de costa en el delta del río Patía para los sectores del lóbulo norte (a, b, c, d) y lóbulo sur (e, f, g, h) durante los tres períodos evaluados: 1986-1998, 1998-2001 y 2001-2008.

coberturas vegetales ocurridos durante las últimas cuatro décadas (Restrepo & Cantera, 2011). Mediante

la evaluación de las variaciones de la cobertura de manglar del parque, entre 1986 y 2001, se realiza un

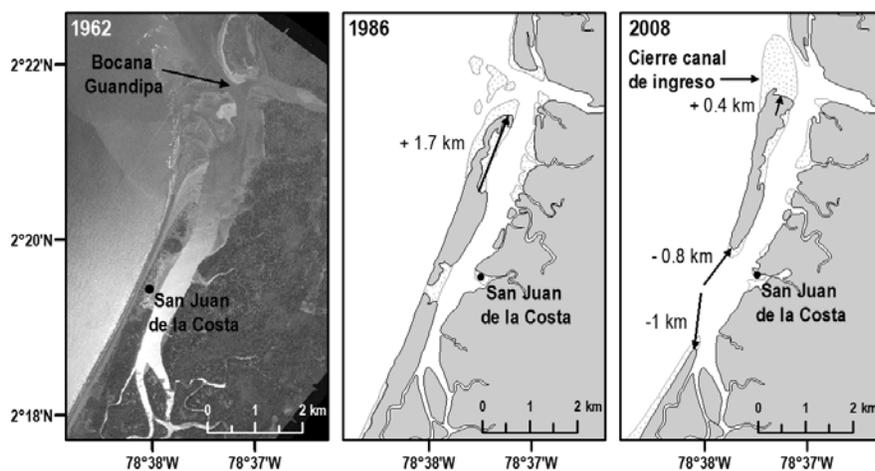


Figura 4. Cambios en la línea de costa de la isla barrera San Juan, lóbulo sur de delta del río Patía, de 1962 a 2008.



Figura 5. Cambios ambientales en el delta del río Patía y el Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS). a) Retroceso de la línea de costa en la bocana Pasacaballos, b) proceso erosivo en la bocana Guascama, donde se observa la turba de manglar expuesta en marea baja, c) cierre de canales distributarios en el PNN Sanquianga, d) colonización de bancos intermareales en el PNN Sanquianga.

acercamiento preliminar a la problemática ocasionada por la alteración del sistema estuarino debido a la reactivación del lóbulo norte.

Del proceso de clasificación de las imágenes de 1986 y 2001 se establecieron seis coberturas en el área del PNN Sanquianga (Figs. 6, 7):

i) Sistema de playas y bajos de arena intermareales.

ii) Pantanos de lodo intermareal en márgenes de lagunas estuarinas y canales distributarios.

iii) Asociación de plantas herbáceas, vegetación de firmes, bosques de natal y claros expuestos por deforestación.

iv) Bosques de manglar de baja densidad y/o reducida altura.

Tabla 2. Medidas de error estimadas para las líneas de costa del delta del río Patía durante los años analizados. E_g : Error de georreferenciación, E_d : Error de digitalización, E_{lc} : Error total línea de costa.

Fecha	Medidas de error (m)			
	E_g zona norte	E_g zona sur	E_d	Error total (E_{lc})
1986	10	8,8		26,16
1997/1998	12.31	9,0	22.5	27,18
2001	7.5	8,6		25,21
2007/2008	---	---		22,50

v) Bosques de manglar denso y/o altura superior a 20 m.

vi) Bosques de condiciones fluviales y suelos firmes con asociaciones características de especies de natales y guandales.

El análisis de cambio de las coberturas vegetales se enfocó en los ecosistemas de manglar y en las asociaciones de plantas herbáceas y vegetación de agua dulce. Esta última cobertura se incluyó en el análisis debido a que presentó una gran variación entre las dos fechas por la alteración en las condiciones de salinidad de los distributarios activos (Figs. 6b, 6i), logrando desplazar en algunas zonas al manglar.

Para ejemplificar los cambios encontrados en el PNNS, se definieron tres zonas representativas (Fig. 7): la bocana del distributario activo Sanquianga, que moviliza la mayor cantidad de caudal y sedimentos y, por lo tanto, presenta las mayores alteraciones hídricas (Fig. 7a); la bocana Amarales, desembocadura del río Aguacatal, donde las condiciones de caudal y salinidad no se han visto afectadas considerablemente por el transvase, por lo cual los factores ambientales se han mantenido relativamente constantes (Fig. 7b); y por último, el ápice del delta actual aguas abajo de Bocas de Satinga, donde el río se divide en los distributarios y se presentan procesos acelerados de sedimentación (Fig. 7c).

Como se mencionó anteriormente, las alteraciones en el sistema estuarino del lóbulo norte son más evidentes en el principal distributario activo, el Sanquianga. Antes de la afectación por el canal Naranjo, este cauce se caracterizaba por drenar lagos internos con bajos aportes fluviales de agua y sedimentos y por una alta influencia mareal con intrusión salina de hasta 35 km al interior de la planicie costera. El incremento en el aporte de sedimentos y la disminución de la salinidad en este cauce han resultado en el cierre de canales interdistributarios y en el aumento de las asociaciones de vegetación de agua dulce. Del análisis de cambio en la zona de la bocana Sanquianga (Fig. 7a), se destaca que en un período de 15 años la cobertura de

manglar alto-denso se ha incrementado por encima del manglar bajo-abierto, que puede ser el resultado de procesos de colonización de los pantanos de lodo intermareales que se desarrollan en las márgenes de los canales y la posterior repoblación de los esteros una vez que se cierran (Fig. 5). Durante el mismo período, en la zona de la bocana se observa la expansión de la vegetación de agua dulce en casi el doble de hectáreas (Tabla 3), proceso que se puede deber al reemplazo de la cobertura de manglar por ecosistemas de natal (*Mora megistosperma*) y naidizal (*Euterpe cuatrecasana*) junto con sus respectivas especies asociadas (UAESPNN, 2005).

No existen datos de mediciones de salinidad en los distributarios deltaicos del Patía. Para obtener los “paleo” límites de intrusión salina, especialmente para las épocas anteriores a la diversión del río Patía en el río Sanquianga, éstos fueron comprobados en cada distributario con expertos de la región, principalmente los guías de Parques Nacionales. Además, por medio de análisis geomorfológicos y de asociaciones vegetales, visualizadas con imágenes de satélite y fotos aéreas anteriores a 1990, los “paleo” límites de intrusión salina fueron marcados aproximadamente.

En la bocana Amarales (Fig. 7b), las condiciones estuarinas se han conservado estables debido al escaso caudal proveniente del río Patíanga que es evacuado por el río Aguacatal. La influencia mareal y la intrusión salina se mantienen en este cauce, tal como se comprobó en campo mediante las mediciones longitudinales de salinidad (Fig. 6i). El patrón de distribución y las proporciones de hectáreas de las coberturas de manglar estudiadas no muestran modificaciones drásticas entre las dos fechas. Al igual que en la bocana Sanquianga, esta zona presenta un aumento de la vegetación de agua dulce en casi el triple de hectáreas (Tabla 3), que en este caso se asociaría principalmente a procesos de deforestación o establecimientos de cultivos en zonas de firmes o de manglares.

Al evaluar las transformaciones ocurridas en el ápice del delta entre 1986 y 2001 (Fig. 7c), es evidente

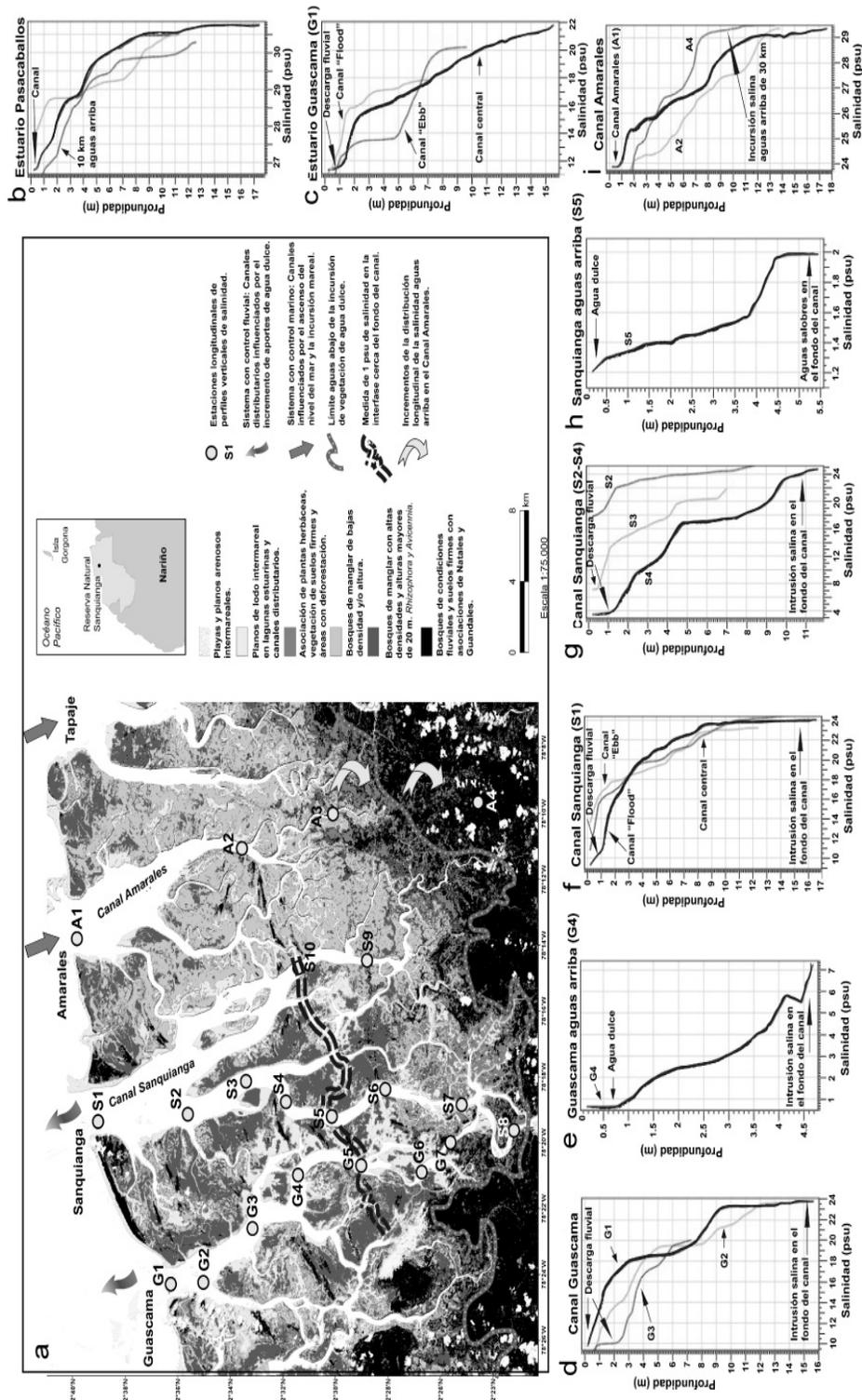


Figura 6. a) Imagen de cobertura vegetal en el lóbulo norte activo del delta del río Patía, área de la reserva de manglares del Parque Nacional Natural Sanquianga PNNS; la clasificación supervisada de vegetación fue obtenida a partir de una imagen Landsat TM de 2001. Se indican las estaciones de muestreo longitudinal de salinidad y los límites de intrusión salina y de incursión de vegetación fluvial aguas abajo. (b-i) Perfiles verticales de salinidad a lo largo de cada transecto longitudinal en los canales de Pasacaballos (b), Guascama (c-e), Sanquianga (f-h) y Amarales (i). Las medidas de salinidad se realizaron durante los dos primeros días de mareas "Spring Tides" en noviembre 2010 y febrero-mayo de 2011. Las amplitudes fueron de 2,9-3,0 m, que están dentro del promedio del rango mesomareal del delta del río Patía.

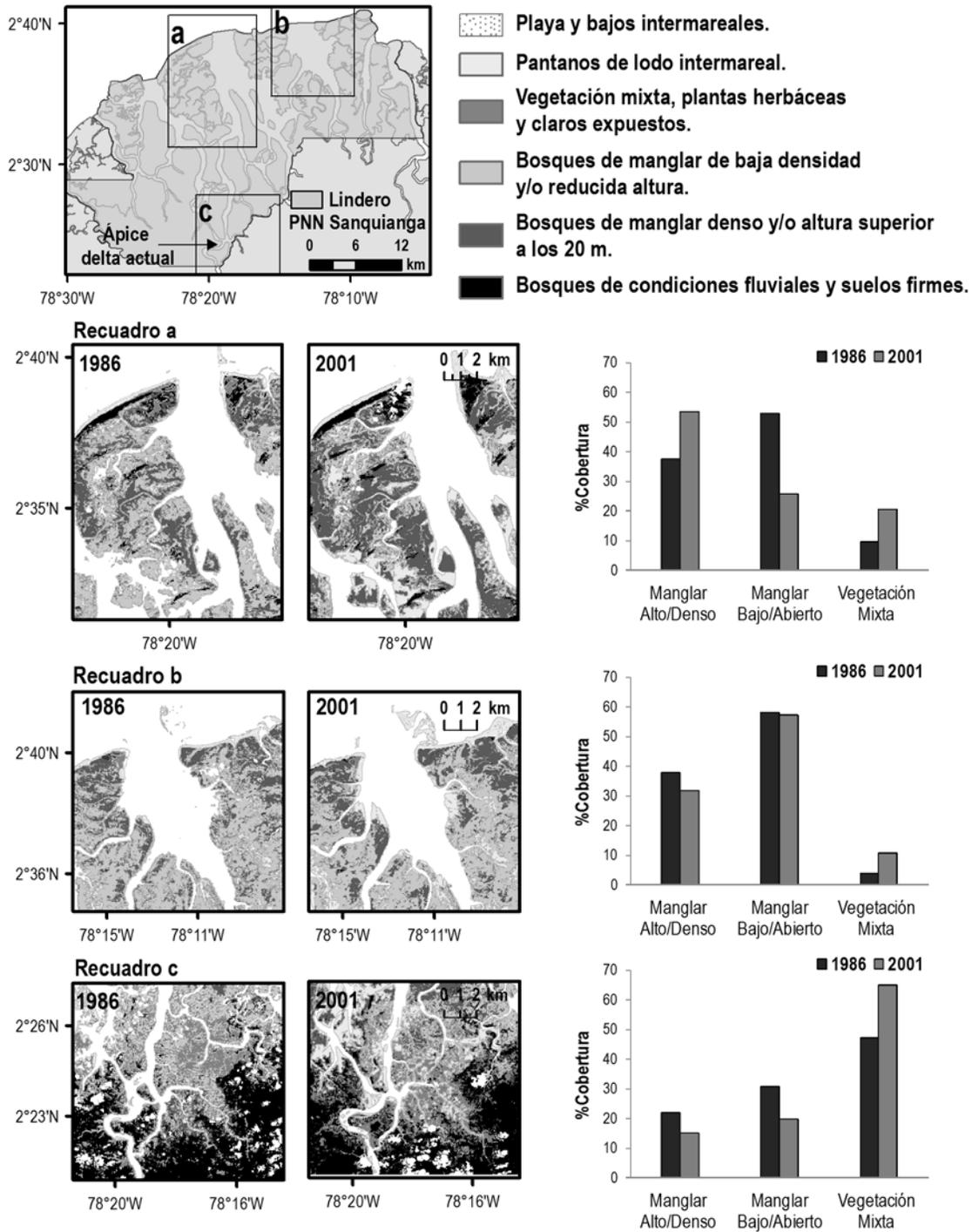


Figura 7. Clasificación supervisada imágenes Landsat 1986-2001 y cambios (%) en las coberturas de manglar y vegetación mixta para el área del Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS), delta del río Patía.

el cambio en la configuración del cauce del río Sanquianga ocasionado por la erosión de los márgenes y los procesos acelerados de sedimentación. La drástica disminución de la salinidad y el crecimiento de barras y bajos de lodos debido al aporte de

sedimentos, ha permitido la colonización y predominio de vegetación de agua dulce en lo que antes eran ecosistemas de manglar. La variación en la extensión de las coberturas es notable para esta zona, con reducciones de 29% del área del manglar alto,

Tabla 3. Comparación de áreas de cobertura vegetal en 1986 y 2001 en tres zonas del Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS), delta del río Patía.

Año	1986	2001
Recuadro A		
Manglar denso / alto (ha)	2820	3892
Manglar abierto / bajo (ha)	3973	1891
Vegetación mixta (ha)	727	1500
Total	7520	7283
Recuadro B		
Manglar denso / alto (ha)	2137	1842
Manglar abierto / bajo (ha)	3270	3296
Vegetación mixta (ha)	219	624
Total	5626	5761
Recuadro C		
Manglar denso / alto (ha)	1077	761
Manglar abierto / bajo (ha)	1496	993
Vegetación mixta (ha)	2299	3269
Total	4871	5022

33% del manglar bajo y un aumento de 42% en el área de la vegetación de agua dulce (Tabla 3). A partir de la valoración en campo se pudo constatar la transformación de esta zona, donde se destaca el predominio del helecho *Acrostichium aureum* junto con otras especies arbustivas oportunistas, que sirven como bioindicadores de la magnitud del cambio observado en el área, ya que son especies que colonizan de manera rápida los espacios dejados por el manglar (Tavera, 2009; Restrepo & Cantera, 2011).

De acuerdo con expertos locales y funcionarios del PNNS (Wilfrido Ibarbo, *com. pers.*), el efecto del incremento de aportes fluviales en la ecología de los manglares del Parque se ha incrementado en magnitud durante la última década. Eventos no antes vistos como defoliación masiva de cientos de hectáreas debido a la plaga estacional de un gusano de la familia Saturniidae, como también, la aparición de tumores “cancerígenos” en las raíces y ramas del manglar, se comenzaron a observar hace *ca.* 15 años. Además, en el ápice del delta actual, una región extensa que estaba dominada por manglares *Rhizophora*, ha sido reemplazada por pastos característicos de ambientes fluviales como *Paspalum* spp. y *Panicum* spp., conformando la parte exterior y frontal de los canales, seguidos por comunidades de juncos de agua *Eichornia* spp. Dicho cinturón es a su vez seguido de comunidades de la caña brava *Gynerum sagittatum*. Este patrón vegetal es característico de distributarios activos y de alta descarga fluvial, y además, su presencia ha sido reportado en deltas de Tabasco,

México (Thom, 1967), Patía y Mira, en la costa Pacífica de Colombia (West, 1957), delta del Atrato, sobre la costa Caribe de Colombia (Vann, 1959), y es similar al reportado en deltas tropicales como el Purari, Papúa-Nueva Guinea (Conn, 1983).

Incursión longitudinal de la salinidad en el lóbulo norte del delta, reserva natural PNNS

La distribución longitudinal de la salinidad varía en principio según la descarga fluvial y controla los procesos de inundación, composición de los suelos y distribución de la vegetación en los márgenes de los canales distributarios del delta del Patía. Previo al cambio de curso del río Patía hacia el río Sanquianga, el marco vegetal en el lóbulo norte del delta se caracterizaba por manglares densos y zonas estuarinas de amplia longitud, con límites de incursión salina hasta 35 km aguas arriba. Posterior al aumento de la descarga fluvial del río Sanquianga a través del canal Naranjo, que se acentuó más a inicios de los años 90^o, las condiciones de aportes fluviales al PNNS se incrementaron exponencialmente. Unos estuarios con formaciones de manglar de gran desarrollo se vieron expuestos al aumento de aportes de agua y sedimentos del Patía. En otras palabras, los antes estuarios Sanquianga y Guascama se convirtieron en clásicos canales distributarios de sistemas deltaicos. Las medidas longitudinales de salinidad a lo largo de estos distributarios activos indica la clara dependencia del patrón de descarga fluvial en el plano deltaico norte (Fig. 6).

Los análisis de imágenes aéreas de 1962 y cartografía temática de formaciones vegetales del PNNS en 1989, muestran que la interfase de salinidad de 1 incursionaba aproximadamente 35 km aguas arriba por el distributario Sanquianga (Fig. 6a). Actualmente, la interfase de salinidad de 0 cerca al fondo de los canales se encontró a 13, 15 y 32 km en Sanquianga (Figs. 6f, 6h), Guascama (Figs. 6c, 6f) y Amarales (Fig. 10i), respectivamente. Estas variaciones de distribución longitudinal de salinidad evidencian el efecto del incremento de los aportes fluviales en el río Sanquianga después del trasvase del Patía, cambios que han dado como resultado el movimiento aguas abajo de las fronteras de incursión de los frentes salinos. Por el contrario, el distributario Pasacaballos en el lóbulo sur e inactivo del delta, que presenta ausencia de flujos de agua dulce durante ocho meses al año, posee aguas más salinas con amplia distribución longitudinal de salinidad (Fig. 6b).

En el estuario Amarales (Fig. 6a), que no tiene influencia de las descargas del Sanquianga, las condiciones salinas son típicas de estuarios del Pacífico colombiano con rango mesomareal (Restrepo

& Kjerfve, 2002). Este canal está caracterizado por: (1) salinidades neta-promedio en el perfil de profundidad de más de 20; (2) salinidades superiores a 21 en condiciones de marea baja; (3) no presentar áreas de erosión y alto hidrodinamismo en los márgenes de los canales; (4) colonización e intrusión de bosques de manglar hasta 30 km aguas arriba; y (5) presencia de cinturones de manglar de gran desarrollo (*Rhizophora*) a lo largo del límite de las lagunas estuarinas y canales mareales, donde los suelos son lodos finos distribuidos por corrientes mareales.

DISCUSIÓN

Variaciones morfológicas en el delta del río Patía

Los procesos destructivos y constructivos que se presentan en los lóbulos del delta del río Patía evidencian la importancia de las presiones humanas dentro de la evolución de estos sistemas. La expansión demográfica y el desarrollo económico intensivo tanto al interior de las cuencas de drenaje como en las zonas costeras alteran el transporte de agua, sedimentos y nutrientes, ocasionan que muchos sistemas deltaicos a nivel mundial se encuentren alejados de su estado natural (Syvitski *et al.*, 2005; Ericsson *et al.*, 2006; Syvitski & Saito, 2007).

En el caso del lóbulo sur, los procesos erosivos de la línea de costa son similares a las fases destructivas que experimentan los deltas que tienen déficit de sedimentos debido a la construcción de represas al interior de sus cuencas fluviales o a la desviación de los cauces para usos agrícolas o industriales. Dos importantes deltas a nivel mundial afectados por este tipo de procesos destructivos son el Mississippi y el Nilo. En el delta del Mississippi, la construcción de 65.000 represas en su cuenca hidrográfica ha derivado en altas tasas de erosión en la franja litoral, las cuales son intensificadas por la subsidencia de los suelos deltaicos debido a la extracción de petróleo en la zona costera (Coleman *et al.*, 1998; Syvitski & Saito, 2007). En el río Nilo, la construcción de represas para controlar las inundaciones anuales y el desarrollo de sistemas de irrigación para agricultura ha generado erosión acelerada del frente litoral con enderezamiento de la línea de costa, aumento de la intrusión salina y pérdida de áreas de pantano y lagunas (Stanley & Warne, 1998).

Los procesos constructivos del lóbulo norte se asemejan a las fases de progradación de ciertos deltas, donde la cantidad de sedimentos que llega a la costa se incrementa debido a actividades como agricultura, ganadería, minería y explotación forestal. Deltas a nivel mundial con estas características son el Amarillo (Huanghe) y el Fly. El delta del río Amarillo, ubicado

en la costa oriental de China, es formado por el segundo río más largo de ese país, el cual transporta una carga de sedimentos seis veces mayor que la del río Mississippi debido a procesos de deforestación y erosión del suelo, dando como resultado tasas de progradación de la línea de costa de hasta 4 km año⁻¹ (Yang *et al.*, 1999; Syvitski & Saito, 2007). De manera similar, las actividades humanas en la cuenca del río Fly han incrementado las tasas de erosión del suelo y en consecuencia ha aumentado la cantidad de sedimentos que llega a aguas estuarinas y costeras. La alteración de las propiedades físicas y biológicas del agua debido al exceso de sedimentos degrada los ecosistemas marinos debido a las alteraciones en las cadenas bénticas y al sofocamiento del plancton y de corales (Wolanski & Spagnol, 2000).

Impacto en los ecosistemas de manglar del Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS)

Las problemáticas ambientales encontradas en el PNNS siguen el patrón predominante de degradación que presentan los ecosistemas de manglar a nivel mundial. El desarrollo urbanístico e industrial en las zonas costeras, la reclamación de tierras para agricultura y acuicultura, la sobre-explotación del manglar, contaminación y alteración de los ciclos terrestres del agua, junto con otros impactos de origen antrópico, han causado que el manglar sea uno de los ecosistemas más amenazados en el mundo con tasas de reducción anual de aproximadamente 2,1% global y hasta 3,6% en América (Valiela *et al.*, 2001). En algunos casos, los efectos de las actividades humanas no se traducen en pérdida de extensión de la cobertura de manglar, sino en degradación de la composición florística y biodiversidad del ecosistema, dando como resultado la dominancia de especies menos vulnerables que se adaptan fácilmente a diferentes condiciones ambientales (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005).

La importancia del manglar en la costa del Pacífico colombiano va más allá de los servicios ecológicos y económicos que estos ofrecen, sino que también constituyen una importante defensa costera contra la erosión, tormentas e impacto de inundación por tsunamis. Por esto el estudio de las implicaciones ambientales a largo plazo que tendrá el transvase del río Patía sobre los ecosistemas de manglar, no sólo del PNNS, sino en toda la línea de costa del delta, debe ser primordial dentro de los planes de manejo y las políticas de desarrollo sostenible de la zona.

Por último, es importante tener en cuenta que, desde el punto de vista cualitativo, la clasificación de coberturas obtenidas para el PNNS se adapta adecuadamente a lo registrado durante los reconocimientos en campo y en las aerofotografías, por lo cual, su uso

es válido como un acercamiento preliminar a los cambios de la vegetación. Sin embargo, ya que no se cuenta con una evaluación de exactitud cuantitativa, no es recomendable emplear los valores de hectáreas obtenidos como datos de entrada para otro tipo de cálculos debido a que se desconoce el nivel de error que estos contienen.

Implicaciones socio-económicas

A pesar de la riqueza natural de la región del Pacífico Colombiano y de su gran potencial económico favorecido por su posición geoestratégica, las condiciones de competitividad y desarrollo de la zona presentan un gran atraso en comparación con las demás regiones del país, como se evidencia en las graves deficiencias en la prestación de los servicios de salud, educación y la baja cobertura de servicios públicos.

Al evaluar los indicadores de calidad de vida y necesidades básicas insatisfechas de los municipios del área del delta del río Patía, se observa que para el año 2005, el promedio del índice de calidad de vida fue de 43,7% frente al promedio nacional de 78,8%, una diferencia de más de 30 puntos porcentuales, mientras que el índice de necesidades básicas insatisfechas para ese año fue de 80,9%, en comparación con el 27,8% a nivel nacional, lo que indica que la mayoría de la población es pobre y vive en condiciones precarias (DNP, 2010; SIGOT, 2011).

A las problemáticas sociales de la región se suma la economía netamente extractiva que se basa en actividades del sector primario como la pesca artesanal, agricultura y explotación forestal, las cuales se caracterizan por una baja productividad con fines de subsistencia de la población o de intercambio de productos. Los establecimientos industriales o de comercio presentes en la zona son en su mayoría de capital foráneo y se dedican principalmente a la explotación pesquera o maderera y al aprovechamiento de la palma africana y el palmito (Bravo-Pazmiño, 1998; DNP, 2010).

Otros factores socio-económicos que han cobrado importancia en la región durante los últimos años, son el conflicto armado y el narcotráfico. Las características geográficas de la zona y su posición estratégica como frontera marítima, la han convertido en un área ideal para el establecimiento de cultivos ilícitos y en un corredor de tráfico de drogas que es ampliamente disputado por los distintos grupos ilegales (UNODC y DNE, 2011).

El desarrollo de cultivos ilícitos en las cuencas de los ríos Patía y Telembí se ha convertido en una fuente de ingresos para la población debido a la falta de oportunidades laborales que ofrecen las actividades

económicas tradicionales. Según la Oficina de las Naciones Unidas Contra la Droga y el Delito (UNODC, 2011), el departamento de Nariño se mantiene, desde el 2003, como uno de los departamentos con mayor área sembrada de coca, llegando a ocupar el primer lugar en el 2010 con el 26% del total del área sembrada del país. De la extensión total de cultivos de coca en el departamento, el 90% se ubica en la zona del Pacífico siendo Tumaco el municipio con la mayor cantidad de área sembrada tanto a nivel departamental como nacional (8% del total nacional) y la mayor producción de cocaína del país, con un 21% de la producción nacional (UNODC, 2011; UNODC y DNE, 2011).

El incremento acelerado de los cultivos ilícitos en la región Pacífica ha tenido repercusiones ambientales como la deforestación de áreas boscosas o de manglar, la contaminación de la tierra y los cuerpos de agua superficiales por el uso intensivo de químicos, el aumento de la erosión del suelo por la pérdida de la cobertura vegetal, y en consecuencia, el incremento en la producción de sedimentos al interior de las cuencas hidrográficas. A esta actividad ilegal también se asocian ciertas problemáticas sociales como el desplazamiento forzado, la corrupción administrativa, violencia, pérdida de la gobernabilidad, abandono de los sistemas tradicionales de producción, reclutamiento forzado, homicidios selectivos y masacres, entre otros (UAESPNN, 2005; INVEMAR *et al.*, 2006).

Las distintas problemáticas, mencionadas anteriormente, que configuran la dinámica socio-económica y demográfica de la población del delta del río Patía, se ven agravadas por las transformaciones ambientales y ecológicas que se presentan en el río Patía a raíz del canal Naranjo. La alta dependencia de los habitantes hacia los recursos naturales para subsistir, su fragilidad social y déficit de desarrollo económico, los hace vulnerables a los cambios del entorno, ya que, al no contar con suficientes herramientas políticas y de organización comunitaria, son incapaces de plantear alternativas de manejo para las nuevas condiciones que se presentan en el territorio.

En el sector norte del delta, la erosión de los márgenes del río Sanquianga, debido al aumento de caudal, ha derivado en la reducción de la superficie de tierra cultivable, así como en daños en propiedades de poblaciones ribereñas. En Bocas de Satinga, cabecera municipal de Olaya Herrera y actual ápice del delta, se han perdido más de 2000 casas en los últimos 15 años, alcanzando en el 2008 una tasa de hasta tres viviendas destruidas por día. A lo anterior se suma el deterioro de la infraestructura del municipio como las calles, el acueducto, centros de salud y locales comerciales, entre otros (Alcaldía Municipal Olaya Herrera, 2012).

De igual forma, las alteraciones en las condiciones de salinidad, el aumento de los sedimentos suspendidos en los ecosistemas estuarinos y la pérdida de áreas de manglar, han tenido como consecuencia la disminución de recursos pesqueros importantes como la piangua (*Anadara tuberculosa* y *Anadara similis*), el cual es un molusco con gran demanda en Ecuador y que constituye una importante fuente de ingreso para cerca de 9.040 personas en el departamento de Nariño (UAESPNN, 2005; WWF, 2005 en Delgado *et al.*, 2010).

Estas circunstancias han llevado a que se generen dinámicas migratorias en la zona, con la reubicación de poblados ribereños y el desplazamiento de la población en busca de mejores condiciones económicas. Los movimientos de la población se evidencian en el aumento acelerado del número de habitantes en el área del PNN Sanquianga, que pasó de 3.000 habitantes en 1977 a 8.075 en el 2005, y en la generación de disputas entre las comunidades del sector por el aprovechamiento de los recursos naturales (Bravo-Pazmiño, 1998; UAESPNN, 2005).

Por otro lado, el río Sanquianga ha cobrado importancia en la región como vía de transporte fluvial, lo que ha derivado en el establecimiento de aserríos en el sector norte del delta. El crecimiento de la actividad maderera, en detrimento de los bosques de guandal, ha favorecido los procesos migratorios de la población hacia esta zona, que en la actualidad concentra la mayor parte de la infraestructura para el procesamiento de la madera, siendo Bocas de Santinga, con 24 aserraderos, el principal productor del país (UAESPNN, 2005; Defensoría del Pueblo 2009; Alcaldía Municipal Olaya-Herrera, 2012).

En el sector sur del delta, el abandono progresivo del Brazo Largo del río Patía ha causado un notable deterioro de la economía local. La fuerte erosión costera, debida a la disminución del caudal del río, ha destruido áreas de manglar con importantes recursos forestales y pesqueros, al igual que tierras de cultivo y poblados costeros, como es el caso de Salahondita y Hojas Blancas, dos pequeños poblados del municipio Francisco Pizarro, que fueron destruidos completamente por la acción del oleaje y su población se vio obligada a reubicarse (INVEMAR *et al.*, 2006).

Además, el aumento de la salinidad del agua ha afectado la productividad del suelo y el recurso pesquero y por ende el rendimiento de las cosechas ha disminuido y los artes de pesca de la población han cambiado. En los municipios de Mosquera y Francisco Pizarro, se reporta una reducción progresiva de los volúmenes de captura de la pesca artesanal, que se traduce en el detrimento económico de la población que depende de esta actividad. Estos eventos han llevado a los habitantes de la zona a desplazarse hacia

otros lugares, en busca de distintas formas de sustento, o a explotar áreas alejadas de sus poblados, lo que deriva en conflictos territoriales con otras comunidades (Bravo-Pazmiño, 1998; INVEMAR *et al.*, 2006; Alcaldía Municipal Mosquera, 2008; Alcaldía Municipal Francisco Pizarro, 2012).

La pérdida de navegabilidad del río Patía en el sector sur, ha dejado a la población prácticamente aislada e imposibilitada para transportar sus productos, lo que ha obligado a muchos establecimientos comerciales a cerrar o a reubicarse en otros poblados. Para el caso del municipio Francisco Pizarro, el 40% de los poblados en zona rural tienen problemas de acceso con mareas bajas y en épocas de fuerte verano, así mismo, el acceso marítimo a la cabecera municipal, Salahonda, sólo puede realizarse con marea alta (Alcaldía Municipal Francisco Pizarro, 2012). Las dificultades en el transporte fluvial han contribuido a que gran parte de las actividades económicas de los poblados de este sector, como Salahonda y Mosquera, se trasladen a la zona norte, como es el caso de la actividad maderera en Bocas de Satinga (Defensoría del Pueblo, 2009).

CONCLUSIONES

La reactivación del lóbulo norte y la pérdida de caudal en el sector sur del delta del río Patía, han derivado en importantes afectaciones sobre los complejos sistemas estuarinos del área, así como en cambios morfológicos en la zona costera y la red fluvial del delta. Los procesos erosivos y de sedimentación, sumados a la alteración de la productividad ecosistémica y los cambios en la biodiversidad de fauna y flora, se ven agravados por las condiciones de desarrollo socio-económico de la población, dando como resultado una problemática ambiental y social de grandes dimensiones.

Las tasas de acreción y erosión presentadas en este artículo, evidencian la acelerada transformación de la línea de costa del delta y la extensión y magnitud de los procesos constructivos y destructivos que se registran en los lóbulos norte y sur, respectivamente. Estos resultados demuestran el peso que las actividades humanas pueden tener dentro de los procesos evolutivos de las zonas costeras.

Por otro lado, los cambios ecológicos en los ecosistemas de manglar abarcan no sólo la pérdida de extensión de la cobertura vegetal, sino que también involucran la pérdida de la biodiversidad florística debido a la colonización de vegetación de agua dulce y la dominancia de especies de manglar menos vulnerables a las nuevas condiciones de salinidad que se presentan en el lóbulo norte del delta. Los impactos

en los ecosistemas estuarinos y de manglar repercuten sobre los servicios ambientales que estos prestan a la población, lo que deriva en una mayor explotación de los recursos naturales por parte de las comunidades costeras debido a la pérdida de productividad de estos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este estudio fue posible gracias al apoyo del Instituto Nacional para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de Caldas”, contrato 1216-452-21267 (Morfodinámica del delta del río Patía, Costa Pacífica Colombiana), el Departamento de Geología y el Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica de la Universidad EAFIT, la Dirección General Marítima DIMAR, a través de su Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico (CCCP) y la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN).

REFERENCIAS

- Alcaldía Municipal Francisco Pizarro. 2012. Plan de Desarrollo Municipal 2012-2015 “unidos por el bienestar de todos”. Municipio de Francisco Pizarro, Salahonda, 222 pp.
- Alcaldía Municipal Olaya Herrera. 2012. Proyecto de acuerdo Plan de Desarrollo 2012-2015 “De la Mano con el Pueblo”. Municipio de Olaya Herrera, Bocas de Satinga, 22 pp.
- Alcaldía Municipal Mosquera. 2008. Plan de Desarrollo Municipal 2008-2011 “Mosquera Positiva”. Municipio de Mosquera, Mosquera, 61 pp.
- Armenakis, C., F. Leduc, I. Cyr, F. Savapol & F. Cavayas. 2003. A comparative analysis of scanned maps and imagery for mapping applications. *ISPRS J. Photogramm.*, 57(5-6): 304-314.
- Bravo-Pazmiño, H. 1998. Diversidad cultural y manglares del Pacífico colombiano. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá D.C., 360 pp.
- Castillo, R. 1995. El canal Naranjo: historia de una tragedia socio-ambiental en la cuenca baja del río Patía. Universidad Nacional Sede Medellín, Medellín, 86 pp.
- Coleman, J., H. Roberts & G. Stone. 1998. Mississippi River Delta: an overview. *J. Coastal Res.*, 14(3): 698-716.
- Conn, B.J. 1983. Aquatic and semi-aquatic flora of the Purari River system. In: T. Petr (ed.). *The Purari-Tropical environment of a high rainfall river Basin*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, pp. 283-293.
- Dahdouh-Guebas, F., S. Hettiarachchi, D. Lo Seen, O. Batelaan, S. Sooriyachchi, L.P. Jayatissa & N. Koedam. 2005. Transitions in ancient inland freshwater resource management in Sri Lanka affect biota and human populations in and around coastal lagoons. *Curr. Biol.*, 15(6): 579-586.
- Defensoría del Pueblo. 2009. Informe Defensorial Canal Naranjo: impactos y situación actual. Defensoría Delegada para los Derechos Colectivos y del Ambiente, Bogotá D.C., 39 pp.
- Del Valle-Arango, J.I. 1994. Anotaciones sobre el clima de los bosques de guandal del delta del río Patía. *Rev. Fac. Nal. Agr.*, 47(1-2): 145-159.
- Delgado, M.F., W. Gualteros, S. Espinosa, C. Lucero, A.M. Roldan, L.A. Zapata, J.R. Cantera, C. Candelo, C. Palacio, O. Muñoz, G. Mayor & D.L. Gil-Agudelo. 2010. Pianguando-estrategias para el manejo de la piangua (Cartilla). Serie de Publicaciones Generales INVEMAR 45, Cali, 20 pp.
- Departamento Nacional de Planeación (DNP). 2010. Documento CONPES 3660. Política para promover la igualdad de oportunidades para la población negra, afro colombiana, palenquera y raizal. Departamento Nacional de Planeación, Bogotá D.C., 148 pp.
- ESRI. 2009. World shaded relief. [<http://www.esri.com/software/arcgis/arcgisonline/standard-maps.html>]. Reviewed: 6 October 2010.
- Ericsson, J.P., C.J. Vörösmarty, L. Dingman, L.G. Ward & M. Meybeck. 2006. Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications. *Global Planet. Change*, 50(1-2): 63-82.
- Eslava, J. 1993. Climatología. In: P. Leyva (ed.). *Colombia Pacífico Vol. 1. Fondo para la protección del medio ambiente “José Celestino Mutis” & Financiera Eléctrica Nacional*, Bogotá D.C., pp. 136-147.
- Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). 2005. Diagnóstico socioeconómico del sector pianguero y estado actual del recurso hidrobiológico piangua *Anadara tuberculosa* en la costa Pacífica de Nariño. Fondo Mundial para la Naturaleza Colombia, Cali, 35 pp.
- Fundepúblico. 1994. Diagnóstico preliminar de evaluación de los impactos socioeconómicos por la elaboración del canal Naranjo. Fundación para la Defensa del Interés Público, Bogotá, 39 pp.
- González, J., I.D. Correa & O. Aristizabal. 2002. Evidencias de subsidencia cosísmica en el delta del San Juan. In: I.D. Correa & J.D. Restrepo (eds.). *Geología y oceanografía del delta del río San Juan. Litoral Pacífico colombiano*. Fondo Editorial Universidad EAFIT, Medellín, pp. 91-110.

- Gómez, H. 1986. Algunos aspectos neotectónicos hacia el suroeste del litoral Pacífico Surcolombiano. *Rev. CIAF*, 11(1-3): 281-298.
- Hapke, C.J., D. Reid, B.M. Richmond, P. Ruggiero & J. List. 2006. National assessment of shoreline change. Part 3l: historical shoreline change and associated coastal land loss along sandy shorelines of the California Coast National. U.S. Geological Survey, 79 pp.
- Herd, D.G., T.L. Youd, H. Meyer, J.L. Arango, W.J. Person & C. Mendoza. 1981. The great Tumaco, Colombia earthquake of December 1979. *Science*, 211: 441-445.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 1996. Morfodinámica del delta del río Patía. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., 145.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 1997. Morfodinámica, población y amenazas naturales en la Costa Pacífica de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., 127 pp.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 2010. Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Bogotá D.C., 72 pp.
- Instituto Colombiano de Geología y Minería (INGEOMINAS) & Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). 2008. Investigación Integral del Andén Pacífico Colombiano. Tomo 1. Geología. Instituto Colombiano de Geología y Minería, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá D.C., 165 pp.
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés (INVEMAR), Corporación Autónoma Regional del Cauca (CRC) & Corporación Autónoma Regional de Nariño (CORPONARIÑO). 2006. Unidad ambiental costera de la llanura aluvial del sur: caracterización, diagnóstico y zonificación ambiental. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Corporación Autónoma Regional de Nariño, Corporación Autónoma Regional del Cauca, Santa Marta, 383 pp.
- Jensen, J.R. 2005. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. Pearson Prentice Hall, New Jersey, 526 pp.
- López-Vizoso, J.M. 1986. La observación de la tierra desde el espacio: el mapa de ocupación del suelo de la Comunidad Económica Europea. *Estud. Geogr.*, 50(196): 409-434.
- Martínez, J.O., J.L. Gonzalez, O.H. Pilkey & W.J. Neal. 1995. Tropical Barrier Islands of Colombia's Pacific coast. *J. Coastal Res.*, 11(2): 432-453.
- Ministerio del Medio Ambiente (MINAMBIENTE). 1996. El último gran cambio del río Patía. Causas, efectos y soluciones. Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá D.C., 51 pp.
- Moore, L. 2000. Shoreline mapping techniques. *J. Coastal Res.*, 16(1): 111-124.
- Moreno, J.M. 2003. Avulsión de canales en la evolución morfodinámica del delta del río Patía, Colombia. In: N.C. Castillo-Murillejo & D.N. Alvis-Palma (eds.). *El mundo marino de Colombia: investigación y desarrollo de territorios olvidados*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., pp. 121-137.
- Morton, R.A. & F.M. Speed. 1998. Evaluation of shorelines and legal boundaries controlled by water levels on sandy beaches. *J. Coastal Res.*, 14(4): 1373-1384.
- Oficina de las Naciones Unidas Contra la Droga y el Delito (UNODC). 2011. Censo de cultivos de coca 2010. Oficina de las Naciones Unidas Contra la Droga y el Delito, Sistema Integrado de Monitoreo de Cultivos Ilícitos, Bogotá D.C., 111 pp.
- Oficina de las Naciones Unidas Contra la Droga y el Delito (UNODC) y Dirección Nacional de Estupefacientes (DNE). 2011. Persistencia y productividad de la coca en la Región Pacífico 2009-2010. Oficina de las Naciones Unidas Contra la Droga y el Delito, Dirección Nacional de Estupefacientes, Bogotá D.C., 97 pp.
- Overeem, I. & J.P.M. Syvitski. 2009. Dynamics and vulnerability of Delta Systems. LOICZ Report and Studies No. 35. GKSS Research Center, Geesthacht, 54 pp.
- Pajak, M.J. & S. Leatherman. 2002. The high water line as shoreline indicator. *J. Coastal Res.*, 18(2): 329-337.
- Restrepo, J.D. 2008. Vulnerabilidad de los deltas ante el cambio global: contexto mundial y Colombia. In: J.D. Restrepo (ed.). *Deltas de Colombia: morfodinámica y vulnerabilidad ante el cambio global*. Fondo Editorial Universidad EAFIT, Medellín, pp. 241-276.
- Restrepo, J.D. & B. Kjerfve. 2002. San Juan River delta, Colombia: tides, circulation, and salt dispersion. *Cont. Shelf. Res.*, 22: 1249-1267.
- Restrepo, J.D. & S. López. 2008a. Morfodinámica de los deltas de Colombia. In: J.D. Restrepo (ed.). *Deltas de Colombia: morfodinámica y vulnerabilidad ante el*

- cambio global. Fondo Editorial Universidad EAFIT, Medellín, pp. 75-100.
- Restrepo, J.D. & S. López. 2008b. Morphodynamics of the Pacific and Caribbean deltas of Colombia, South America. *J. S. Am. Earth Sci.*, 25(1): 1-21.
- Restrepo, J.D. & J. Cantera. 2011. Discharge diversion in the Patía River delta, the Colombian Pacific: geomorphic and ecological consequences for mangrove ecosystems. *J. S. Am. Earth Sci.*, 46: 183-198.
- Restrepo, J.D., P. Zapata, J.M. Díaz, J. Garzón-Ferreira & C.B. García. 2006. Fluvial fluxes into the Caribbean Sea and their impact on coastal ecosystems: the Magdalena River, Colombia. *Global Planet. Change*, 50: 33-49.
- Sánchez-Arcilla, A., J. Jiménez & H. Valdemoro. 1998. The Ebro Delta: morphodynamics and vulnerability. *J. Coastal Res.*, 14(3): 745-772.
- Stanley, D.J. & A. Warne. 1998. Nile delta in its destruction phase. *J. Coastal Res.*, 14(3): 794-825.
- Sistema de información geográfica para el ordenamiento territorial nacional (SIGOT). 2011. Sistema de información geográfica para el ordenamiento territorial nacional. Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Bogotá D.C. [<http://sigotn.igac.gov.co>]. Reviewed: 20 February 2011.
- Syvitski, J.P.M. & Y. Saito. 2007. Morphodynamics of deltas under the influence of humans. *Global Planet. Change*, 57(3-4): 261-282.
- Syvitski, J.P.M., C.J.S. Vörösmarty, A.J. Kettner & P. Green. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308: 376-380.
- Tavera, H. 2009. Proyecto caracterización, diagnóstico y zonificación de los manglares en el Departamento de Nariño, Documentos síntesis. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Corporación Autónoma Regional de Nariño, Fondo Mundial para la Naturaleza Colombia, Bogotá D.C., 50 pp.
- Thieler, E.R., E.A. Himmelstoss, J.L. Zichichi & A. Ergul. 2009. Digital shoreline analysis system (DSAS) version 4.0 An ArcGIS extension for calculating shoreline change. U.S. Geological Survey Open-File Report 2008-1278. [<http://pubs.usgs.gov/of/2008/1278/>]. Reviewed: 10 January 2010.
- Thom, B.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology, Tabasco, Mexico. *J. Ecol.*, 55: 301-343.
- Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN). 2005. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Sanquianga. 2005-2009. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales, Cali, 294 pp.
- Valiela, I., J. Bowen, & J. York. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience*, 50(10): 807-815.
- Vann, J. 1959. Landform-vegetation relationships in the Atrato Delta. *Ann. Ass. Am. Geogr.*, 49: 345-360.
- Vélez, M.I., M. Wille, H. Hooghiemstra, S. Metcalfe, J. Vanderberghe, & K. Van der Borg. 2001. Late Holocene environmental history of the southern Chocó region, Pacific Colombia; sediment, diatom and pollen analysis of core El Caimito. *Paleogeogr. Paleoclimatol. Paleoecol.*, 173: 197-214.
- Vörösmarty, C.J.S. & D. Sahagian. 2000. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *BioScience*, 50(9): 753-765.
- West, R.C. 1957. The Pacific lowlands of Colombia - a Negroid area of the American tropics. Louisiana University Press, Baton Rouge, 278 pp.
- Wolanski, E. & S. Spagnol. 2000. Environmental degradation by mud in tropical estuaries. *Reg. Environ. Change*, 1(3-4): 152-162.
- Yang, X., M.C.J. Damen & R.A. Zuidam. 1999. Satellite remote sensing and GIS for the analysis of channel migration changes in the active Yellow River Delta, China. *Int. J. Appl. Earth Obs.*, 1(2): 146-157.

Received: 10 September 2012; Accepted: 27 November 2013